



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Merit Sutri

**MULLA KVALITEEDI RAKENDUSE JA VISUAALSE
HINDAMISE TÄPSUS MULLA OMADUSTE TULETAMISEL**

**THE ACCURACY OF SOIL QUALITY APPLICATION AND
VISUAL ASSESSMENT**

Magistritöö
Põllumajandussaaduste tootmise ja turustamise õppekava

Juhendaja: professor Endla Reintam, *PhD*

Tartu 2020

LÜHIKOKKUVÕTE

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Merit Sutri		Õppekava: Põllumajandussaaduste tootmine ja turustamine	
Pealkiri: Mulla kvaliteedi rakenduse ja visuaalse hindamise täpsus mulla omaduste tuletamisel			
Lehekülgi: 71	Jooniseid: 9	Tabeleid: 15	Lisasid: 2
Osakond: Mullateadus Uurimisvaldkond: B410 Mullateadus, põllumajanduslik hüdroloogia Juhendaja: Endla Reintam Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu, 2020			
<p>Intensiivne põllumajanduslik muldade kasutamine võib põhjustada mulla kvaliteedi halvenemist, kuid sageli puudub piisav informatsioon selle seisundist, mis takistab teha põhjendatud otsuseid muldade majandamise osas. Projekti „Interaktiivne mulla kvaliteedi hindamine Euroopas ja Hiinas põllumajandusliku tootlikkuse ja keskkonna jätkusuutlikkuse tagamiseks (iSQAPER)“ raames loodi mulla kvaliteedi rakendus SQAPP (<i>Soil quality app</i>) ja visuaalse hindamise juhend. Mulla kvaliteedi rakendusest leiab mitmete mullaomaduste prognoositud väärtused ja visuaalse hindamise käigus antakse hindepunktid erinevatele visuaalselt eristatavatele mulla omadustele. Töö eesmärgiks oli uurida mulla visuaalse hindamise ja mulla kvaliteedi rakenduse täpsust Eesti tootmispõldudel. Rakenduse prognoositud mulla kvaliteedi indikaatorite väärtuseid ja visuaalsel hindamisel antud punkte vastandati määratud väärtustega ning uuriti nende vahelisi seoseid. Rakenduse täpsuse uurimiseks leiti ka ruutkeskmise viga ning nihe.</p> <p>Visuaalse hindamise indikaatorid ja mulla kvaliteedi koondhinnang olid statistiliselt usutavas seoses mitme määratud näitajaga. Kõrgemad mulla värvuse hindepunktid anti, kui mulla orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldused olid kõrgemad. Parema poorsuse, struktuursuse ja künnitiheseta muldadel oli madalam penetromeetriline takistus. Agregaatide stabiilsusele antud hindepunktid olid seoses määratud struktuuriagregaatide stabiilsusega. Vee mulda imbumist kirjeldav näitaja oli heaks indikaatoriks, et tuvastada muldade tihenemist, sest oli usutavas seoses penetromeetrilise takistusega. Visuaalne hindamine võimaldab määrata mulla seisundit, kuid tulemused on täpsemad määratuna väliveemahutavuse juures.</p> <p>Rakendus andis kõige täpsemad tulemused pH ja lasuvustiheduse osas. Nõrgad usutavad seosed olid savisisalduse, pH ja liikuva kaaliumi osas. Parasniisketel ja gleistunud muldadel rakendus ülehindas ning glei- ja turvasmuldadel alahindas märkimisväärselt orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldust. Glei- ja turvasmuldadel ülehindas lasuvustihedust. Rakenduse täpsus on madal eelkõige glei- ja turvasmuldadel, kus lisaks kõrgetele ruutkeskmise vea väärtustele olid ka negatiivsed väga tugevad seosed prognoositud ja määratud näitajate vahel. Seega kui määratud väärtus tõusis, siis rakenduse väärtus alanes. Mulla kvaliteedi rakenduse mullaandmeid tuleks kasutada ettevaatlikult muldade majandamise otsustusprotsessides ning usaldusväärse mulla kvaliteedi hinnangu saamiseks tuleks lisaks kasutada visuaalse hindamise meetodit või määratud tulemusi.</p>			
Märksõnad: muldade visuaalne hindamine, mulla füüsikalised omadused, mulla kvaliteedi mobiilirakendus			

ABSTRACT

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master’s Thesis	
Author: Merit Sutri		Specialty: Production and Marketing of Agricultural Products	
Title: The accuracy of soil quality application and visual assessment			
Pages: 71	Figures: 9	Tables: 15	Appendixes: 2
Department: Soil Science Field of research: B410 Soil science, agricultural hydrology Supervisor: Endla Reintam Place and date: Tartu, 2020			
<i>Intensive use of soils in agriculture might degrade its quality and often there is a lack of information about soil properties, which precludes the decision-making process of soil management. Soil quality app (SQAPP) and soil visual assessment manual were composed as outputs of the “Interactive Soil Quality Assessment in Europe and China for Agricultural Productivity and Environmental Resilience (iSQAPER)” project. The app provides its users with geolocated information about several soil properties. Visual assessment was carried out by scoring different visually distinguishable soil properties in situ. The aim of this thesis was to investigate the accuracy of the visual assessment parameters and soil quality app on Estonian production fields. The predicted values of the app and visual assessment scores were set against measured values and their correlations were found. Root mean square error and bias were calculated to estimate the accuracy of the soil quality app.</i>			
<i>Visual assessment parameters and total quality scores were correlated to several measured soil properties. Higher soil colour scores were given when the soil had higher contents of organic carbon and total nitrogen. Soils with better visually evaluated porosity, structure and no compaction under the plough layer had also lower penetrometer resistance. Visually evaluated aggregate stability was positively correlated to measured wet aggregate stability. Surface ponding was negatively correlated to penetrometer resistance, thus is a good indicator for detecting soil compaction. Soil visual assessment was able to detect different soil quality, however the results are more reliable if measurements are done at field capacity soil moisture content.</i>			
<i>The accuracy of the soil quality app was the highest regarding soil pH and bulk density. Weak correlations were between measured and predicted values of clay content, pH and exchangeable potassium. Soil organic carbon and total nitrogen contents were overestimated on mineral soils and underestimated on Gleysols and Histosols. The bulk density of Gleysols and Histosols was overestimated. The accuracy of the app was low particularly on Gleysols and Histosols, where in addition to the high root mean square error values, the correlations of pH, sand and exchangeable potassium contents were negative and very strong. Thus, when the value of a certain parameter increased in the app, the measured value decreased indicating contradictory results. Soil property values of the soil quality app should be used cautiously in the soil management decision-making process and is advised to use together with soil visual assessment or measured results for reliable soil quality assessment.</i>			
Keywords: visual soil evaluation, physical soil properties, soil quality mobile app			

SISUKORD

SISSEJUHATUS	5
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	7
1.1 Mulla kvaliteet ja selle hindamine.....	7
1.2 Muldade visuaalne hindamine	9
1.2.1 Visuaalse hindamise meetodid	11
1.3 Prognoosivate digitaalsete mullakaartide loomine	12
1.3.1 Ruumiline mulla omaduste modelleerimine.....	15
1.3.2 Täpsuse hindamine	17
1.3.3 Ülevaade rakendustest	19
2. METOODIKA	23
2.1 Visuaalne hindamine	23
2.2 Mulla kvaliteedi rakendus – SQAPP	24
2.3 Laboranalüüsid	25
2.4 Ilmastikuandmed	26
2.5 Andmeanalüüs	27
3. TULEMUSED	28
3.1 Mulla kvaliteedi visuaalse hindamise ja määratud näitajate võrdlus	28
3.1.1 Visuaalse hindamise 2016. aasta tulemuste võrdlus.....	28
3.1.2 Visuaalse hindamise 2018. aasta tulemuste võrdlus.....	31
3.2 Rakenduse ja määratud mulla omaduste väärtuste võrdlus	35
3.2.1 Mulla kvaliteedi rakenduse täpsus.....	35
3.2.2 Mulla kvaliteedi rakenduse ja määratud näitajate vahelised seosed.....	43
4. ARUTELU	45
4.1 Muldade visuaalse hindamise täpsus.....	45
4.2 Mulla kvaliteedi rakenduse täpsus mulla omaduste tuletamisel.....	49
KOKKUVÕTE	53
KASUTATUD KIRJANDUS	55
LISAD	69
Lisa 1. Tootmispõldude koordinaadid	70
Lisa 2. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks..	71
ning juhendaja kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta	71

SISSEJUHATUS

Mulla kvaliteet tähendab selle võimet täita oma funktsioone ning see väljendab mulla seisundit (Karlen *et al.* 1997). Mulla kvaliteeti tuleks vaadelda kui tervikut, mis hõlmab endas mulla füüsikalist, bioloogilist ja keemilist seisundit, kusjuures selle erinevad tahud on omavahel tihedalt seotud. Kvaliteetne muld on tähtis nii lokaalsel, regionaalsel kui ka globaalsel tasandil. Muld, olles taimede elukeskkonnaks, varustab inimesi vajaliku bioproduktiooniga, mis on inimestele toiduks ning on ühtlasi ka muu tooraine allikaks. Sageli jääb tähelepanuta mulla ökoloogiline tähtsus, mis seisneb selle osaluses ökoloogilistes aineringetes. Seega on kvaliteetne muld tähtis nii toidutootmise ja muu bioproduktiooni tootmise jätkusuutlikkuse seisukohalt kui ka ökosüsteemide normaalseks talitluseks.

Intensiivne muldade kasutamine põhjustab mulla kvaliteedi halvenemist, kuid sageli puudub piisav informatsioon mulla seisundist ning mullaanalüüside tellimine võib olla kulukas, mis takistab kasutajatel teha põhjendatud otsuseid muldade majandamise osas. Seetõttu on vaja meetodeid, kuidas soodsalt ja lihtsal viisil saaks usaldusväärset informatsiooni mulla kvaliteedi kohta. Praeguseks on loodud mitmeid mobiilseid rakendusi (ISRIC World...s.a.; Land Potential 2020) ja visuaalse hindamise juhendeid (Ball *et al.* 2007; McKenzie 2001a; Moebius-Clune *et al.* 2016; Shepherd *et al.* 2008), et huvilised saaksid kiiresti ja võimalikult lihtsaid meetodeid kasutades teavet huvipakkuvate näitajate kohta, kuid oluline on ka taoliste lahenduste täpsus.

Projekti „Interaktiivne mulla kvaliteedi hindamine Euroopas ja Hiinas põllumajandusliku tootlikkuse ja keskkonna jätkusuutlikkuse tagamiseks (iSQAPER)“ raames loodi mulla kvaliteedi rakendus SQAPP (*Soil quality app*) ja visuaalse hindamise juhend. Rakendus pakub kasutajale ülemaailmset asukohapõhist mulla kvaliteedi informatsiooni ning see on mõeldud mobiilsetele seadmetele. SQAPPi kasutades saab teavet nii füüsikaliste, keemiliste kui ka bioloogiliste mulla kvaliteedi näitajate kohta. Visuaalse hindamise juhendi abil on võimalik hinnata mulla kvaliteeti, andes hindepunkte erinevatele füüsikalistele, keemilistele ja bioloogilistele parameetritele. Varasemalt on uuritud antud visuaalse hindamise juhendi mulla kvaliteedi indikaatorite tundlikkust erinevate põllumajanduspraktikate suhtes (Reintam *et al.* 2018; Sutri 2018; Alaoui *et al.* 2020).

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida, kui täpseid tulemusi on võimalik saada mulla kvaliteedi rakendusega (SQAPP) ja iSQAPERi projekti tulemusena valminud mulla kvaliteedi visuaalse hindamise juhendiga. Rakenduse mulla kvaliteedi indikaatorite väärtusi ja visuaalsel hindamisel saadud hindepunkte vastandati määratud väärtustega ning uuriti nendevahelisi seoseid. Lisaks uuriti ka rakenduse täpsust lähtuvalt maakasutusviisist ja mullatüübist.

Lähtudes eelnevast on püstitatud kaks hüpoteesi:

- Visuaalse hindamise teel leitud mulla kvaliteedi hindepunktide ja määratud mulla omaduste vahel esinevad seosed.
- Määratud mulla omaduste ja rakenduse väärtuste vahel esinevad seosed.

Töö autor tänab Endla Reintami magistr töö juhendamise ja kasulike märkuste eest. Uurimistöö on valminud Euroopa Liidu Horizont 2020 teaduse ja innovatsiooni grant Nr. 635750 iSQAPER toel.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1 Mulla kvaliteet ja selle hindamine

Mulla kvaliteet on kindla mulla võime funktsioneerida loodusliku või majandatud ökosüsteemi piirides, et tagada taimede ja loomade tootlikkus, säilitada või parandada vee ja õhu kvaliteeti ning toetada inimeste tervist ja elukeskkonda (Karlen *et al.* 1997). Mulla kvaliteedi püsimine on oluline inimkonnale vajaliku toidu tootmiseks, kuna see on aluseks kogu taimekasvatusele. Vajadus toidu järgi kasvab üha enam ja tulenevalt sellest kaasneb ka muldade intensiivsem kasutamine. Hinnanguliselt 98,8% toidust jõuab inimeste toidulauale tänu mullale (Kopittke *et al.* 2019) ning muldade degradeerumise tulemusena väheneb põllumajanduslik tootlikkus. Mulla roll taimekasvatuses seisneb eelkõige risosfäärina taimedele vajalike toitainetega varustamises. Üha enam nähakse mulda ka kui suurima elustiku varumuna, millel on mõju taimede tootlikkusele läbi vajalike toiteainete kättesaadavaks muutmise ja haigustekitajate regulatsiooni. Muldade intensiivse kasutamisega kaasneb degradeerumise ohu suurenemine (Luetzenburg *et al.* 2020) ja sellest tulenevalt ka kvaliteedi halvenemine (Lal 2015).

Mulla kvaliteeti pole võimalik üheselt mõõta, kuna see koosneb erinevatest füüsikalistest, keemilistest ja bioloogilistest näitajatest, mis on üksteisega tugevalt seotud ning muutus ühes võib kergesti põhjustada muutust teises. Mulla kvaliteedi uurimiseks kasutatakse indikaatoritena pigem dünaamilisi mullaomadusi, mis on kiiresti muutuvad ja majandamisvõtete suhtes tundlikumad (Karlen *et al.* 2003). Ühtlasi peavad need olema seotud või väljendama mulla võimet täita oma ülesandeid, milleks võivad olla näiteks vee, toiteelementide ja orgaanilise aine ringe (Drobnik *et al.* 2018) ja võtma arvesse kasutusotstarvet (nt. põllumaa, rohumaa, metsamaa). Füüsikalist seisundit iseloomustavad tihedus, kõvadus, poorsus, agregaatide stabiilsus, veesisaldus ja veehoiuvõime (Lima *et al.* 2008; Rabbi *et al.* 2014; Raiesi, Kabiri 2016; Raiesi 2017). Keemiliste indikaatorite hulka arvatakse mulla pH-d ning orgaanilise süsiniku, lämmastiku, fosfori, kaaliumi, kaltsiumi ja magneesiumi sisaldust (Lima *et al.* 2008; Raiesi, Kabiri 2016; Raiesi 2017). Mulla kvaliteedi bioloogilised indikaatorid on uurimustes sageli vähem esindatud, kuid millel on indikaatoritena hea potentsiaal, kuna need on muutuste suhtes eriti tundlikud (Bünemann *et al.* 2018). Vihmausside arvukus, elustiku

mitmekesisus, ensüümide aktiivsus, mikroobne kooslus (biomass ja funktsionaalsed grupid) ja mullahingamine iseloomustavad mulla bioloogilist kvaliteeti (Bastida *et al.* 2008; Raiesi, Kabiri 2016; Raiesi 2017).

Mulla kvaliteedi indekseerimiseks valitakse sobilikud indikaatorid, mis moodustavad minimaalse indikaatorite kogumi (*minimum data set*), et hinnata kuidas erinevad kriitilised muldafunktsioonid tulenevalt majandamisesmärgist toimivad (Karlen *et al.* 2003). Seejärel antakse igale indikaatorile hindepunktid süsteemi järgi, et kas madalam väärtus on parem, kõrgem on parem või seatakse mingi kindel piirmäärade vahemik, millest madalamad või kõrgemad väärtused jäävad optimumist välja. Punktisüsteem oleneb indikaatorist, mulla kasutusotstarbest ning peaks olenema ka mullalõimisest, kuna näitaja väärtuste vahemik, mis on optimaalne näiteks liivmuldadele ei ole tõenäoliselt sama, suurema savisisaldusega muldade korral (Bünemann *et al.* 2018).

Hindepunktide andmine on vajalik, et erineva ühikuga indikaatorid oleksid omavahel võrreldavad (Karlen *et al.* 2001). Ühikuta väärtustest saadakse üleüldine mulla kvaliteedi indeks, mida on võimalik kasutada, et võrrelda erinevate majandamispraktikate mõju või anda ülevaade piirkonna mulla seisundist ning ohustavatest teguritest. Lima (*et al.* 2013) hindas maaviljeluspraktikate mõju mulla funktsioneerimisele. Uuringu tulemusena järelitati, et mulla kvaliteedi indeksist on kasu majandamisega seotud otsustusprotsessis. Lisaks sellele võrreldi ka mulla kvaliteedi indikaatorite kogumeid, mis olid jaotatud kolmeks grupiks: 29 indikaatorit, 8 indikaatorit ja 4 indikaatorit. Kõige parem hindamistulemus saadi, kui kasutati korraga kõige suuremat indikaatorite arvu, kuid väiksema arvu parameetritega esinesid samad trendid.

Valdav osa mulla kvaliteedi uuringutest keskendub sobivate indikaatorite leidmisele ja nende asjakohasele hindamisele (Valle, Carrasco 2018; Juhos *et al.* 2019; Bongiorno *et al.* 2019; Johannes *et al.* 2019; de Andrade Barbosa *et al.* 2019). Lisaks sellele uuritakse ka seda, kuidas üks või teine põllumajanduspraktika mõjutab mulla kvaliteeti või selle erinevaid indikaatoreid (Safaei *et al.* 2019; Jahany, Rezapour 2020). Mulla kvaliteedi indikaatoreid kasutatakse lisaks põllumuldade seisundi hindamiseks ka ökosüsteemide monitoorimiseks (Munoz-Rojas 2018) ning ühtlasi on tehtud ka katseid mulla kvaliteedi indekseid digitaalseks kaardistamiseks (Santos-Frances *et al.* 2019; Nabiollahi *et al.* 2018). Geograafilise positsioneerimise süsteemi abil on võimalik siduda mullaomadused asukohaga, mille abil saab modelleerides leida mulla kvaliteedi väärtused punktides, kus mõõtmisi tehtud ei ole. Lisaks

sellele, lihtsustavad kaugseire (de Paul Obade, Lal 2013) ja IR-spektroskoopia sidumine geoinfosüsteemidega mulla kvaliteedi indikaatorite seiret ja andmete suureulatuslikku kogumist (Cecillon *et al.* 2009).

1.2 Muldade visuaalne hindamine

Mitmed mullaomadused on visuaalselt eristatavad. Nii on võimalik näiteks mulla värvuse järgi hinnata mulla huumusesisaldust või määrata sõrmeprooviga lõimist (Astover *et al.* 2013). Osad meetodid võtavad arvesse ka taimedega seotud indikaatoreid, milleks võivad olla näiteks juurehaiguste esinemine, juurte areng ja saagikus (Shepherd 2000; McKenzie 2001a). Mueller (*et al.* 2013) uuris erinevaid visuaalse hindamise meetodeid ja leidis, et mulla struktuursuse hindepunktide, *Muencheberg SQR* üleüldise mulla kvaliteedi hinnangu ja saagikuse vahel esinesid tugevad korrelatsioonid, mis tähendab, et visuaalselt hinnatud mulla seisundi põhjal võib ligikaudselt prognoosida ka saagikust. On leitud, et visuaalset hindamist on võimalik kasutada laiaulatuslikuks mullaseireks (Murphy *et al.* 2013) ning sellest võiks olla ka kasu põllumajandustootjatel, et määrata mulla seisund ja sellest tulenevalt võtta vastu otsuseid selle parandamiseks. Lisaks sellele võib olla kasu visuaalse hindamise metoodikast, et otsustada kas rentida või osta maad põllumajanduslikuks kasutuseks. Ball (*et al.* 2007) ja Shepherd (2000) leidsid, et muldade visuaalsel hindamisel mullateadlaste ja põllumajandustootjate hinnangud langesid üldjuhul kokku, mis tähendab, et muldade visuaalne hindamine sobib kasutamiseks ka neile, kellel puuduvad eelnevad teadmised ja kogemused antud valdkonnast.

Mulla visuaalse hindamisega on võimalik lihtsaid vahendeid kasutades hinnata kiiresti mulla üleüldist kvaliteeti (Ball *et al.* 2017). Hindamiseks võrreldakse mingit kindlat visuaalselt eristatavat indikaatorit heas ja halvas seisundis mullaga. Hinnangule antakse üldjuhul numbriline väärtus kindla süsteemi järgi, milleks võib olla näiteks, et 2 – hea, 1 – rahuldav, 0 – halb. Osad parameetrid võivad olla hindamisel olulisemad kui teised, mistõttu antakse neile suurem kaal (Lima *et al.* 2013). Hinnang korrutatakse läbi selle kaaluga ning seejärel leitakse üleüldine mulla kvaliteedi hinnang. Visuaalse hindamise läbiviimiseks peaksid mulla niiskustingimused olema pigem optimaalsed ehk muld peab olema nõ. harimisküps (Ball *et al.* 2017; Guimarães *et al.* 2017). Van Leeuwen (*et al.* 2018) leidis, et mulla veesisaldus

mõjutas visuaalselt hinnatud ja laboratoorselt määratud struktuursuse ja tihenemise vahelisi seoseid. Mueller (*et al.* 2013) leidis samuti, et visuaalselt hinnatud struktuursus oli seotud mulla niiskusega ja lisaks sellele andis visuaalne hindamine võrreldes laboratoorsete meetoditega usaldusväärsemad tulemused muldadel, mille savisisaldus oli >30%, kuna lasuvustihedusega ei olnud võimalik nendel muldadel tuvastada ebasoodsat struktuursust. Lisaks niiskustingimustele on oluline ka võtta arvesse visuaalse hindamise planeerimisel seda, et rohumaa del tuleks see teostada hilissügisel või varakevadel ning põllumaa del tuleks pärast saagikoristust ning enne harimist (Shepherd 2000).

Visuaalse hindamise parameetrid peavad olema visuaalselt eristatavad ja piisavalt tundlikud majandamispraktikate ning muutuste suhtes. Kõige sagedamini uuritud mulla visuaalse hindamise parameeter on mulla struktuursus, mis on ühtlasi ka väga oluline, kuna on seotud mulla õhustatuse, infiltratsiooni ja mulla kõvadusega, mõjutades otseselt taimede kasvu ja juurte arengut. Mitmetes uurimustes on leitud, et visuaalselt hinnatud mulla struktuursus või struktuuri kvaliteedi koondhinnang on usutavas seoses määratud lasuvustiheduse (Mueller *et al.* 2009; Guimarães *et al.* 2013; Newell-Price *et al.* 2013; Cherubin *et al.* 2017), penetromeetrilise takistuse (Mueller *et al.* 2009; Guimarães *et al.* 2013; Newell-Price *et al.* 2013; Cherubin *et al.* 2017), agregaatide stabiilsuse (Moncada *et al.* 2014a), poorsuse (McKenzie 2001b; Mueller *et al.* 2009; Moncada *et al.* 2014a; Cherubin *et al.* 2017), orgaanilise süsiniku sisalduse (Moncada *et al.* 2014a; Johannes *et al.* 2017) ja veejuhtivusega (Moncada *et al.* 2014a). Koos mulla struktuursusega on võimalik visuaalselt hinnata ka mulla poorsust. Antud näitaja mõjutab otseselt vee ja õhu liikumist mullas ning seega ka taimede toitainetega varustamist. Shepherd (2003) leidis, et visuaalselt hinnatud mulla poorsuse hinnang oli usutavad seoses struktuuriagregaatide fraktsioonide suurusjaotusega ja makropooride osatähtsusega. Mulla struktuursuse ja poorsuse kõrval hinnatakse sageli visuaalselt ka künnikihi aluse tihese olemasolu, mis mõjutab mulla õhustatust ja mille esinemisel taimejuured kõverdudvad ning väheneb vee infiltratsioon. Van Leeuwen (*et al.* 2018) leidis, et visuaalselt hinnatud mulla tihenemine korreleerus lasuvustihedusega. Mulla värvus on samuti üks hinnatavatest parameetritest, mille kohta on leitud, et see korreleerub mulla orgaanilise süsiniku (Wills *et al.* 2007) ja sellest tulenevalt ka orgaanilise aine sisaldusega (van Leeuwen *et al.* 2018). Vihmausside arvukus on eelkõige mulla bioloogilise kvaliteedi indikaator, kuid nende tegevus mõjutab ka füüsilist ja keemilist seisundit. Vihmaussid teevad mulda käike, mille tulemusena muutub muld poorsemaks paraneb struktuursus ja agregaatide stabiilsus

(Frazão *et al.* 2019). Lisaks sellele lagundavad nad orgaanilist ainet ja taimejäänuseid, muutes lämmastiku taimedele kergemini omastatavaks (van Groenigen *et al.* 2014). Piron (*et al.* 2017) leidis, et vihmausside poolt mulla segamine on heaks parameetriks, et hinnata visuaalselt mulla struktuursust ning on ühtlasi indikaatoriks mulla funktsioneerimise ja bioloogilise aktiivsuse kohta. Uurimusega identifitseeriti neli võimalikku vihmausside poolt tekitatud nähtuste tüüpi, milleks on nähtuste puudumine, vihmaussi käikude esinemine, mõned vihmaussi väljaheite kuhilad ja rohkete erinevates lagunemisastmetes väljaheite kuhilate esinemine.

1.2.1 Visuaalse hindamise meetodid

Mullaomaduste määramiseks kasutatakse laboratoorseid meetodeid, mis on küll täpsed, kuid võivad olla kulukad ja tulemuste saamine võib võtta kaua aega. Seetõttu hakati looma mitmeid visuaalse hindamise juhendeid, et hinnata mulla seisundit kiiresti ja lihtsaid vahendeid kasutades. Visuaalse hindamise meetodid erinevad üksteisest valitud indikaatorite, vajaminevate vahendite ja hindamissüsteemide osas. Sageli hinnatakse samu parameetreid, kuid erineva metoodika järgi.

Shepherd-i (2000) mulla visuaalse hindamise juhend põllumaa ja rohumaa seisundi määramiseks on üks kõige terviklikum mulla kvaliteedi visuaalse hindamise viise, kuna hõlmab mulla füüsikalisi ja bioloogilisi indikaatoreid ning ka taimede seisundi hindamist. Põllu mulla kvaliteedi indikaatoriteks on mulla struktuur, poorsus, värvus, gleistumistunnuste esinemine, vihmausside arvukus, künnialuse tihese esinemine, mulla pindmine sõmralisus ja erosioonitundlikkus. Taimedega seotud indikaatoriteks on idanemine, taimede kõrgus, juurestiku suurus ja areng, saagikus, juurehaiguste esinemine, umbrohtumus, vee imendumine mulda pärast vihmaseadu ja tootmiskulud. Hindamiseks võrreldakse põllu mulda või taimi juhendis oleva kolme pildi või kirjeldusega. Igale indikaatorile antakse hinnang süsteemi järgi 0 – halb, 1 – keskmine ja 2 – hea, mis korrutatakse selle kaaluga ning seejärel leitakse mulla kvaliteedi koondhinnang. Põllumaal ja rohumaal hinnatavad indikaatorid ja juhised erinevad teatud määral. FAO (2008) andis välja, tuginedes Shepherd'i mulla visuaalse hindamise meetodile, juhendi, mis koosneb erinevatest osadest, kus iga osa on mingi kultuuride

rühma kirjeldamiseks. Seega on antud versioon muudetud kultuurispetsiifiliseks, et hindamine oleks võimalikult täpne.

Suur osa visuaalse hindamise juhenditest keskendub eelkõige mulla struktuursuse hindamisele. McKenzie (2001a) SoilPAK visuaalse hindamise juhend on mõeldud muldade tihendamise ja struktuursuse hindamiseks. Punktisüsteem jääb vahemikku 0.0 kuni 2.0, kus esimene on halvim hinnang ja teine parim. Hinnatakse struktuuriagregaatide kuju, väljakujunemise jaotust, vastupidavust, stabiilsust ja mulla poorsust, värvust ning juurestiku arengut. „*Profil Cultural*“ (Gautronneau, Manichon 1987) on visuaalse hindamise meetod, mis keskendub lisaks huumushorisoni ka alumiste mullakihtide struktuursusele (Roger-Estrade *et al.* 2004; Peigne *et al.* 2013). Antud meetodi järgi hinnatakse terve mullaprofiili ulatuses agregaatide kuju, poorsust, gleistumistunnuste esinemist, niiskust, vihmaussi käikude esinemist, juurestatust ja nende kuju. Võrreldes teiste meetoditega on see üsna aeganõudev, kuna hindamiseks tuleb teha kuni 1,5 m sügavkaeve. Mulla struktuursuse visuaalse hindamise juhend (*Visual Evaluation of Soil Structure*), mis on „*The Peerlkamp test*“ (Peerlkamp 1959) edasiarendus (Ball *et al.* 2007; Guimarães *et al.* 2011), keskendub peamiselt samuti mulla füüsikalistele indikaatoritele ja iseloomustamise aluseks on labidaga välja kaevatud mulla kamakas. Indikaatoritele antakse hinnang viie punkti süsteemi järgi, kus 1 vastab parimale ja 5 halvimale. Hinnatakse visuaalselt struktuuriagregaatide väljakujunemist ja vastupidavust, agregaatide suurust ja kuju, poorsust ja juurestatust. Antud meetod esialgselt põhines mulla kamaka kärsitsi murendamisel mööda looduslikke murdejooi, kuid Guimarães (*et al.* 2011) pakkus, et varasema manuaalse murdmise asemel tuleks kasutada Shepherd (2000) väljakaevatud mulla kukutamist kõvale alusele 1 m kõrguselt, et vähendada hindaja mõju ja ajakulu.

1.3 Prognoosivate digitaalsete mullakaartide loomine

Mullaseire arengule on oluliselt kaasa aidanud geograafiliste informatsioonisüsteemide, globaalse positsioneerimise süsteemide, kaugseire spektraalandmete ja topograafiliste andmete, prognoosivate või seletavate mudelite ja andmeanalüüsi tarkvara olemasolu ning kättesaadavus (Kienast-Brown *et al.* 2017). Eeltoodud arengusuundade ühendamisel hakati looma digitaalseid mullakaarte, millelt saadud georefereeritud andmeid mullaomaduste kohta on võimalik kasutada mudelites, mis kirjeldaksid kliimamuutustest ja inimtegevusest tingitud

muutuseid maakattes (Sanchez *et al.* 2009). Lisaks, võimaldab see digitaalset mullaomaduste tuletamist ja digitaalset mulla riskihindamist. Esimene tähendab raskesti mõõdetavate mullaomaduste kvantitatiivset modelleerimist, et hinnata mulla degradeerumise ohtu ja funktsioneerimist ning riskianalüüs nende indikaatorite dünaamikat erinevate stsenaariumite korral (Carre *et al.* 2007). Digitaalne mulla kaardistamine on ruumiliste mulla informatsiooni süsteemide loomine tuletades arvuliste mudelitega mulla liigid ja omaduste ruumilised ja ajalised varieeruvused vaatlustelt kogutud andmetest, senistest teadmistest mullaprotsesside seaduspärasustest ja asjakohastest keskkonnateemalistest muutujatest (Lagacherie *et al.* 2007; McBratney *et al.* 2003). Sisendina kasutatakse vaatluste ja labormõõtmiste teel saadud andmeid, mis seejärel seotakse ümbrust iseloomustavate kaasvariantidega matemaatiliste või statistiliste mudelite abil (Minasny, McBratney 2016). Nii on erinevate meetoditega võimalik prognoosida teatud asukoha mulla liiki lähedalasuvate muldade põhjal, sama asukoha atribuutandmetest või teiste kohtade atribuutidest ja ümbrust iseloomustavatest muutujatest (McBratney *et al.* 2003). Digitaalse mulla kaardistamise peamiseks tegevusteks on vaatlus- ja katseandmete kogumine, asjakohaste kaasvariantide piiritlemine, ruumiliste prognoosifunktsioonide kalibreerimine, prognoosifunktsiooni interpolatsioon ja/või ekstrapolatsioon üle terve piirkonna ning valideerimine (Minasny *et al.* 2013).

Mitmete oluliste mullaomaduste määramine eeldab proovide kogumist põldudelt ja laboritööd, mis võib olla suhteliselt kulukas ja aeganõudev, mistõttu kasutatakse lihtsamaid viise, et mullaomadusi tuletada. Nendeks on mulla seosefunktsioonid või digitaalsed mullakaardid. Mulla seosefunktsioone kasutatakse selleks, et tuletada olemasolevate andmete põhjal puuduolevad andmed (Bouma 1989). Mullaomadusi prognoosivaid mudeleid on kasutatud näiteks orgaanilise süsiniku sisalduse (Suuster *et al.* 2012), lasuvustiheduse (Reidy *et al.* 2015) ja mullavee (Reintam *et al.* 2016; Minasny, McBratney 2018) tuletamiseks. Ühendades taolised seosed asukohaandmetega, on võimalik neid kujutada ruumiliselt ja ühtlasi ka prognoosida nende paiknemist. Mulla seosefunktsioone on kasutatud näiteks Tartu maakonna põllumuldade huumusvaru modelleerimiseks (Suuster *et al.* 2011). Huumusvaru leidmiseks on vajalikud mulla lasuvustiheduse väärtused, mida mullastikukaardil ei kajastata, mistõttu tuletati need põllumuldade seire andmebaasi põhjal.

Digitaalsete mullakaartide loomise esimeseks etapiks on andmete kogumine ja korrastamine. Algandmete saamiseks viiakse läbi katsed või kasutatakse olemasolevaid andmebaase ja pärandandmeid. Ülemaailmselt on saadaval suurel hulgal mullaandmeid, mida hoiustatakse

erinevates andmebaasides (Arrouays *et al.* 2017) nagu näiteks WoSIS (*World Soil Information Service*) (ISRIC World Soil...s.a; Batjes *et al.* 2017) ja Euroopas SPADE2 ning LUCAS (Panagos *et al.* 2012). Pärandandmed, milleks on tavaliselt vanad mullastikukaardid, mul-laprofiili kirjeldused jm. digitaliseeritakse ja kasutatakse kas ümbrust iseloomustavate muu-tujatena või teatud mullaomaduste prognoosimiseks.

Prognoosivad mullakaardid põhinevad keskkonnaga seotud muutujate ja mullaomaduste omavahelistel statistilistel mudelitel, mis liidetakse geograafiliste andmetega, et tulemusi kaardil kujutada (Scull *et al.* 2003). Teades kuidas erinevad faktorid on seotud ning mõjuta-vad üht või teist indikaatorit, on võimalik neid tuletada. McBratney (*et al.* 2003) identifit-seeris 7 faktorit mulla klasside või omaduste ruumiliseks prognoosimiseks ja formuleeris SQORPAN võrrandi, kus mulla klassid või omadused moodustavad empiirilise kvantita-tiivse funktsiooni järgmistest ümbrust iseloomustavatest kaasvariantidest: mullaomadused (s), kliima (c), organismid (o), reljeef (r), lähtekivim (p), vanus (a), ruumiline asukoht (n). Antud mudelit on kasutatud arvukates uurimustes, et luua prognoosivaid digitaalseid mulla-kaarte (Minasny *et al.* 2013).

Sobivate kaasvariantide leidmiseks on läbiviidud mitmeid uuringuid (Pahlavan-Rad *et al.* 2016; Hamsehpour *et al.* 2019; LU *et al.* 2019; Gray *et al.* 2016). Wiesmeier (*et al.* 2019) proovis kindlaks teha indikaatorid, mis võimaldaksid koguseliselt määrata orgaanilise sü-siniku varu ruumilisel tasandil. Selle tulemusena järeldati, et orgaanilise süsiniku varu tule-tamiseks on vajalik teada mulla mineraalset peenfraktsiooni ehk lõimist ning selle kogust on võimalik täpsustada võttes arvesse kliimatingimusi, kõrgust merepinnast, maakasutussüs-teemi, mulla majandamisviise ning taimkatte tüüpe. Liites seosefunktsioonid asukohaand-metega on võimalik kujutada neid ka kaardil. Samuel-Rosa (*et al.* 2015) uuris kas suurema ruumilise detailsusega kaasvariandid võimaldavad täpsemini prognoosida mõningaid mul-laomadusi. Kasutati viite erinevat kaasvarianti (mullakaardid, digitaalsed rasterkõrgusmude-lid, geoloogilised kaardid, maakasutuskaardid ja satelliidipildid) kahe ruumilise detailsusast-mega, et kaardistada huumushorisondi savisisaldus, orgaanilise süsiniku sisaldus ja neela-mismahutavus. Autorid leidsid, et suurema detailsusega suutis mudel ära seletada suurema osa varieeruvusest, ent ei saa kindel olla, et suurema detailsuse saavutamiseks vajaminevad kulutused kaaluvad üle paranenud mudeli täpsuse ning üldistavate võtete kasutamine võib olla sama efektiivne kui detailsemad kaasvariandid.

1.3.1 Ruumiline mulla omaduste modelleerimine

Mulla klasside ja atribuutide prognoosimise uuringud erinevad märkimisväärselt prognoositavate parameetrite/klasside, prognoosimudelite, ümbrust kirjeldavate kaasvariantide, algandmete arvu, uurimisala pindala ja kaardi skaala osas (McBratney *et al.* 2003). Lähtuvalt prognoositavatest näitajatest võib jaotada mudeleid diskreetseteks ja pidevateks, esimesi kasutatakse näiteks mulla klasside ja liikide kujutamiseks ning teine on mullaomaduste ning ümbrust kirjeldavate parameetrite kaardistamiseks (Kienast-Brown *et al.* 2017). Mullaomaduste kaardistamiseks on kasutatud mitmeid võtteid, alates lineaarsetest mudelitest, geostatistikast, hübriidvõtetest kuni keerulise tehisõppeni. Sisuliselt võib digitaalse mulla kaardistamise mudelite loomist jaotada andmekaevandamise, geostatistika ja kaardistaja eksperthinnangu viisideks (Dobos *et al.* 2006). Nende meetodite osas toimub pidev areng, kuna sobiva võtte valik oleneb olemasolevatest andmetest (Arrouays *et al.* 2020).

Andmekaevandamine on seoste otsimine suurest hulgast andmetest ja sellel põhinevad meetodid on tehisõpe, klassifikatsiooni- ja regressioonipuu, tehiskärvivõrgud ja mitmesed regressioonid (Hastie *et al.* 2001; Lorenzetti *et al.* 2015). Da Silva Chagas (*et al.* 2016) võrdles juhumetsade ja mitmese lineaarse regressiooni mudelite täpsust huumushorisondi lõimise prognoosimisel. Autorid leidsid, et juhumetsade mudel prognoosis paremini liiva ja savisisaldust ning mitmese lineaarse regressioonimudeli korral oli tolmu sisalduse determinatsioonikordaja kõrgem ja ruutkeskmise viga madalam võrreldes juhumetsade mudeliga. Keskin (*et al.* 2019) võrdles kaheksat prognoosimudelit mulla erinevate fraktsioonide modelleerimiseks ja leidis samuti, et juhumetsade mudel oli kõige täpsem. Taghizadeh-Mehrjardi (*et al.* 2016) võrdles kuute andmekaevandamise võtet, mille hulka kuulusid tehiskärvivõrgud, tugivektor regressioon, k-lähim naaber, juhumetsad, regressioonipuu mudelid ja geneetiline programmeerimine. Autorid leidsid, et orgaanilise süsiniku modelleerimisel oli kõige parem tehiskärvivõrkude mudel, mille ruutkeskmise viga oli kõige madalam. Khaledian ja Miller (2020) uurisid erinevate tehisõppe mudelite eeliseid ja puuduseid ning leidsid, et tehiskärvivõrgu meetod on parim, kui on vaja prognoosida mitte-lineaarseid mustreid ning kui võrrelda seda juhumetsade algoritmiga, siis viimasel esinevad pigem sama täpsed tulemused ning mis on ühtlasi ka palju kiirem. Autorid rõhutasid, et tehiskärvivõrgu mudel on ka palju tundlikum väikese andmekoguse suhtes võrreldes juhumetsade ja Cubist-iga. Viimane on tehisõppe algoritm, mis on reeglipõhine ning moodustab puu-struktuuri erinevatest kaasvariantidest ning

põhineb võimendusmeetodil. Cubisti prognoosivõime on enamasti sama tugev kui juhu-metsa mudelil, kuid viimase tõlgendusvõime ehk suutlikkus identifitseerida mullaomaduste ja kaasvariantide suhteid, ei ole nii hea kui Cubisti algoritmil (Khaledian & Miller 2020).

Jeihouni (*et al.* 2020) uuris andmekaevandamise prognoosivate mudelite kasutamist orgaanilise süsiniku, veemahutavuse ja savisisalduse digitaalseks kaardistamiseks. Mudeliteks olid mitmetunnuseline spline-regressioon (*MARS*) ja geeni ekspressiooni programmeerimine (*GEP*). Autorid leidsid, et üldiselt parem täpsus esines esimese mudeliga ning sellega esines vähem prognoosi ebakindlust. Ballabio (*et al.* 2016) kasutas samuti mitmetunnuselist spline-regressioon mudelit (*MARS*), et kaardistada huumushorisoni savi, tolmu ja liiva sisaldust ning kasutas mulla seosefunktsioone, et lõimisekaartidelt prognoosida taimedele omastatava vee sisaldus, lasuvustihedus ja Ameerika Ühendriikide Põllumajandusameti (USDA) süsteemi järgi lõimise klassid. Algandmed saadi LUCAS-e andmebaasist ning ühtlasi prooviti kaugseire, maakatte, reljeefi ja kliimaga seotud andmete kasutamise võimalikkust mulla füüsikaliste omaduste prognoosimisel. Ristkontrolli tulemusena leiti, et mudeli seletusvõime oli hea, kuna determinatsioonikordajateks saadi $R^2=0,65$, $0,62$ ja $0,60$ vastavalt prognoositud savi, tolmu ja liiva sisalduse osas ning kõrge prognoosi ebakindlus oli piirkondades, mille kõrgus merepinnast oli üle 1000 m ja mägistel aladel, kus on mitmekesine reljeef, maakate ja mullastik.

Geostatistilised mudelid võtavad arvesse lisaks muutujate vahelistele seostele ka korrelatsioone nende ruumilises paiknemises. Peamiseks geostatistiliseks meetodiks on kriging ja regressioonkriging, kuid on olemas ka mitmeid hübriidmudeleid. Kriging on ruumilise interpolatsioonimeetod, mis kasutab ruumilist sõltuvust ehk andmete varieeruvust kindla asendi korral, et määrata kaalud, mis seotakse andmetega keskmiste arvutamiseks (Scull *et al.* 2003). Martinez-Murillo (*et al.* 2017) kaardistas huumushorisoni veesisaldust topograafiliste andmete ja mullaomaduste põhjal ning leidis, et kooskriging meetodid olid täpsemad võrreldes tavakriginguga. Heuvelink (*et al.* 2016) kasutas avalike andmebaaside nagu WISE, SPADE1 ja EFSDDB andmete peal regressioon kooskrigingut, et prognoosida Euroopa muldade A, B ja C horisoni pH-d, orgaanilise süsiniku sisaldust, üldlämmastiku sisaldust, lõimise savi ja liiva sisaldust, lasuvustihedust ja horisontide tusedust. Autorid tõid välja, et selle võtte eeliseks on eelkõige prognoosimisel mullaomaduste vaheliste suhete arvesse võtmine, kuid täpsemate tulemuste saamiseks oleks vaja rohkem õpetusandmeid. Orton (*et al.*

2016) kasutas 3D geostatistilist kovariatsioonimudelit (*increment-averaged kriging*), et kaardistada mulla savisisaldust erinevates sügavustes. Antud mudelit hiljem täiustati Cubist tehiseõppe mudeliga kombineerimisel (Orton *et al.* 2020). Veel üheks geostatistiliseks meetodiks on geograafiliselt kaalutud regressioon, mis on ruumilise interpoleerimise meetod, mida on kasutatud näiteks mulla orgaanilise aine (Zeng *et al.* 2016), orgaanilise süsiniku (Zhang *et al.* 2011; Song *et al.* 2016), orgaanilise süsiniku varu (Kumar *et al.* 2012) ja üldlämmastiku (Wang *et al.* 2013) prognoosivaks kaardistamiseks.

Digitaalsete mullakaartide loomises kasutatakse eksperdi hinnangutel põhinevaid pärandandmeid, milleks on erinevatel uurimustel ja seirel põhinevad andmekogud (Boruvka *et al.* 2002), mullaprofiili kirjeldused ja digitaliseeritud mullakaardid (Nauman *et al.* 2012). Mitmetes uurimustes on leitud, et pärandandmeid on võimalik kasutada prognoosivate digitaalsete mullakaartide loomiseks sisendina (Vaysse, Lagacherie 2015; Heung *et al.* 2017; Rasaei *et al.* 2020). Eksperthinnangutel põhinevad pedoloogilised teadmised mullaliikide paiknemise, mullatekke faktorite ja protsesside kohta on olulised mulla ruumiliseks analüüsimiseks (Walter *et al.* 2007). Mullaomaduste vahel esinevad mitmed seosed, mida on võimalik modelleerida (McBratney *et al.* 2002). Näiteks töötati Eestis välja projekti „Mullastikukaartide ja andmebaaside rakendused jätkusuutlikuks maakasutuseks ja põllumajandustootmiseks“ raames mulla seosefunktsioonid lasuvustiheduse, mulla eripinna, väliveemahutavuse, närbumisniiskuse, omastatava vee diapaseoni, huumusesisalduse, huumusvaru, lämmastikusisalduse ja lämmastikuvaru tuletamiseks (Astover *et al.* 2014). Lisaks sellele on võimalik leida optimaalseid lämmastikväetiste koguseid põllu huumuse või orgaanilise süsiniku sisalduse järgi (Astover *et al.* 2006). Seega on lihtsamini kättesaadavatest või olemasolevatest andmetest võimalik tuletada uusi näitajad.

1.3.2 Täpsuse hindamine

Digitaalseid mullakaarte kasutatakse keskkonnaseisundi hindamiseks ja modelleerimiseks ning muudes otsustusprotsessides, mistõttu on oluline nende täpsus. Vead mullakaartidel võivad kaasa tuua olenevalt selle eesmärgist ka väärade keskkonnapoliitiliste või maamajandamise otsuste vastu võtmise. Lisaks, annab täpsuse hindamine kasutajale kindlustunde

või teadmise mil määral võivad looduses esinevad mullaomadused või -klassid erineda mullakaartide andmetega ning parima prognoosimudeli leidmiseks on oluline mullakaardi täpsuse hindamine.

Digitaalsete mullakaartide madal täpsus võib olla tingitud vigadest geograafilise asukoha ja atribuutide andmetes (Dobos *et al.* 2006), mida on võimalik hinnata võrreldes digitaalse mullakaardi ja tegelikkuse erinevust. Lisaks eeltoodule oleneb digitaalsete mullakaartide täpsus ka andmete täielikkusest ja loogilisest ühilduvusest (Finke 2004). Loogiline mitteühilduvus võib esineda andmete vales tõlgendamisest või vigadest sisemistes reeglites. Üldiselt kehtib reegel, et mida rohkemate asukohapunktide kohta on mõõtmisi ja atribuutandmeid, seda täpsemad prognoositulemused on võimalik saada. Andmed puuduvad üldiselt piirkondades, kuhu on piiratud juurdepääs, nagu näiteks kõrbetes, mägede nõlvadel ja sõjapiirkondades ning kui osade piirkondade kohta mullaandmed puuduvad, siis ei ole tõenäoliselt ka ennustused täpsed ja esineb ekstrapoleerimist (Hengl *et al.* 2017). Erinevate riikide ja piirkondade andmete liitmisel võib olla probleemiks meetodikate ja analüütiliste mõõtmiste standardite erinevus (Arrouays *et al.* 2017). Üldiselt määratakse erinevates riikides samu näitajaid, kuid kasutatakse erinevaid meetodikaid ja väärtused on ka erinevates ühikutes. Näiteks orgaanilise süsiniku sisalduse asemel leitakse orgaanilise aine sisaldus, mille konverteerimiseks jagatakse viimane 1,724-ga (Hengl *et al.* 2017). Seetõttu tuleks arvesse võtta, et õpetusandmetes esineb samamoodi sisemine viga, mis mõjutab prognoosi täpsust, seega on oluline andmete üldine kvaliteet.

Digitaalse mullakaardi mudeli täpsuse hindamine on võimalik kahel viisil. Osad digitaalse mullakaardi prognoosimudelid tulevad koos täpsuse näitajatega, mille korral on tegemist õpetustäpsusega. Teine võimalus on kasutada sõltumatut valideerimisandmestikku ehk leitakse kontrolltäpsus. Üldiselt on digitaalse mullakaardi mudeliga kaasnevad täpsuse statistikud liiga optimistlikud, kuna need arvutati samast andmestikust, mida kasutati kaardi loomiseks (Dobos *et al.* 2006) ning mudeli parimaks sobitamiseks on vajalik lisaks teha ka sõltumatute andmetega täpsuse hindamine (Khaledian *et al.* 2020). Valideerimisega kontrollitakse mudelit andmetega, mida seda koostamisel ei kasutatud ning selleks võib kasutada näiteks spetsiaalselt kogutud täiesti uusi proove (Brus *et al.* 2011), ristkontrolli (Hengl *et al.* 2017; Guevara *et al.* 2018; Nussbaum *et al.* 2018) või eraldada olemasolevast andmebaasist mingi osa kontrollimiseks (de Brogniez *et al.* 2014; Wiesmeier *et al.* 2014). Sõltumatu andmestiku kasutamine on vajalik ka selleks, et vältida ülesobitumist, mis tuleneb liiga keerulise

modeli sobitamisel, mille korral õpetusandmetega saadakse oluliselt täpsem prognoos võrreldes sõltumatu andmestikuga (Kienast-Brown *et al.* 2017).

Mullaomaduste prognoositäpsuse kirjeldamiseks leitakse üldiselt ruutkeskmine viga (*root mean squared error*), mille kohta kehtib reegel, et mida väiksem see on seda täpsem on mudel. Keskmine süstemaatiline hälve ehk nihe (*bias*) on statistik, millega näidatakse kas mudel alahindab või ülehindab mingit teatud väärtust ning parem on kui selle väärtus on võimalikult lähedal nullile. Digitaalse mullakaardistamise mudeli soorituse hindamiseks leitakse kõige sagedamini determinatsioonikoefitsient, kuid on leitud ka statistikuid nagu konkordantsus korrelatsioonikoefitsient (*Lin's concordance correlation coefficient*) (Malone *et al.* 2009; Somarathna *et al.* 2016; Paul *et al.* 2020; Wang *et al.* 2020), prognoosi hälbejäägid (*residual prediction deviation*) (Keskin *et al.* 2019) ning soorituse ja kvartiilihaarde suhe (*ratio of performance to interquartile distance*) (Bellon-Maurel *et al.* 2010). Determinatsioonikoefitsient ei ole otseselt täpsuse statistik, kuid näitab kontrollandmestiku ja prognoositud tulemuste vahelise korrelatsiooni esinemist, täpsemalt iseloomustab see seda kui suure osa varieeruvusest suudab mudel ära seletada. Konkordantsus korrelatsioonikoefitsient võtab lisaks korrelatsioonile arvesse ka hälbe (Lawrence & Lin 1989). Prognoosi hälbejäägid ning soorituse ja kvartiilihaarde suhe on vastavalt standardhälbe või kvartiilihaarde ning ruutkeskmise vea jagatis (Khaledian *et al.* 2020). Need näitajad hindavad nii mudeli seletusvõimet kui ka täpsust ning statistik prognoosi hälbejäägid eeldab kontrollandmete normaaljaotust, kuid teine näitaja seda otseselt ei nõua.

1.3.3 Ülevaade rakendustest

Digitaalne mulla kaardistamine on jõudnud välja vaid pelgalt teadustöö faasist ja leiab üha enam praktilist kasutust (Minasny, McBratney 2016). On loodud mitmeid riiklikke, regionaalseid ja tervet maailma hõlmavaid digitaalseid mullakaarte, mis erinevad üksteisest nii resolutsiooni kui ka kaardi teemade suhtes. Digitaalsed mullakaardid muutuvad üha täpsemaks ja resolutsioon väiksemaks, mis võimaldab nende kasutamist teatud juhtudel ka põllutasandil. 2020. aasta lõpuks loodetakse välja anda GlobalSoilMapi projekti raames mullaandmete kaart, mille resolutsiooniks on 90 m (Arrouays *et al.* 2017) võimaldades teoreetiliselt saada informatsiooni ka põllupõhiselt.

2014. aastal anti välja 1 km resolutsiooniga ülemaailmne mullaomaduste ja klasside digitaalne mullakaartide kogumik SoilGrids1km (Hengl *et al.* 2014). Veebipõhine kaardirakendus tuletab väärtused mitmetele mullaomadustele seitsmel erineval sügavusel (0, 5, 15, 30, 60, 100 ja 200 cm). SoilGridsi antud versioonist oli võimalik saada kaarte järgnevate mulla näitajate kohta: pH, mulla orgaanilise süsiniku sisaldus, lasuvustihedus, koresesisaldus, lõimise liiva, tolmu ja savi sisaldus, neelamismahutavuse, üldlämmastiku sisaldus ning orgaanilise süsiniku tihedus ja varu. Lisaks sellele on võimalik leida kaardilt mullaliigid *World reference base* (WRB) ja USDA süsteemide järgi. SoilGrids1km näol on tegemist globaalse 3D mulla informatsioonisüsteemiga, mis leiab puuduvad väärtused 110 000 uuritud mulla profiiliandmete põhjal ja kaasmuutujatena kasutatakse 75 globaalse mullatekketeguri näitajaid.

2016. aastal tuli välja uusim SoilGrids versioon resolutsiooniga 250 m (Hengl *et al.* 2017), millega oli võimalik saada informatsiooni samade näitajate kohta, kuid lisandus 40 000 mullaprofiilikirjeldust ja 83 kaasvarianti. SoilGrids250 täpsuse hindamisel leiti, et mudeliga oli võimalik põhjendada 56-83% varieeruvusest ning keskmine varieeruvus oli 61%, kusjuures eelmise versiooniga (SoilGrids1km) võrreldes, mille kohaselt mudel suutis ära seletada 60 - 230%, paranes täpsus märkimisväärselt (Hengl *et al.* 2017). Autorid tõid välja, et kaardirakenduse täpsus paranes, kuna kasutati tehisoõpet lineaarse regressiooni asemel. Lisaks sellele, oli võrreldes eelmise versiooniga suurenenud algandmete ehk mullaprofiili kirjelduste arv ning kaasvariantide ruumilist eraldusvõimet suurendati ühelt kilomeetrilt 250 meetrini.

Seoses mobiiltelefonide laialdase kasutuse ja geopositsioneerimise võimalusega on loodud rakendusi, mis võimaldavad kasutajatel igal pool mugavalt oma telefonist pääseda ligi mullaandmetele. Nii kasvas SoilGrids-i projektist välja SoilInfo mobiilne rakendus, mis on loodud organisatsiooni ISRIC (*World Soil Information*) poolt ning võimaldab juurdepääsu SoilGridsi mullaandmetele asukohapõhiselt (Ribeiro *et al.* 2018; ISRIC World Soil...s.a). Rakendus jagab peale mulla andmete ka informatsiooni kliimanäitajate kohta. Saadaval on igakuised öised ja päevased temperatuurid ning sademete hulk. Andmete sisestamine on võimalik FAO mullaprofiili kirjeldamise metoodika järgi, kuid neid hoiustatakse siiski põhiandmetest eraldi (Guidelines for soil...2006).

LandPKS (*A Land-Potential Knowledge System*) on mobiilne rakendus, mis võimaldab kasutajatel saada maa potentsiaali ehk selle tootlikkuse ja keskkonnamuutustele vastupidavuse

kohta andmeid. Moodulitest koosnev mobiilne rakendus on ühendatud pilvepõhise varundamise, globaalsete andmebaaside ja mudelitega (Herrick *et al.* 2016). Kasutajatel on võimalik oma andmeid hoiustada ning neid jagada. LandPKS pakub kasutajale asukohapõhist informatsiooni lihtsa mullakirjelduse põhjal ning integreerib selle kohaliku ja teadusliku teabega erinevatest allikatest, võimaldades individuaalset õppimise platvormi, mis samaaegselt kogub ja jagab informatsiooni (Herrick *et al.* 2013). Kasutaja saab ise määrata mullaomadused rakenduse abil samm-haaval. Mulla esialgne kirjeldus toimub visuaalselt võrreldes rakenduses olevaid pilte sellega, mis neil reaalselt põllul on. Rakenduse täpsus suureneb pärast igit kasutuskorda, kuna inimeste sisestatud kvantitatiivsete ja kvalitatiivsete andmete sisestamisel toimub uuendus. LandPKS koosneb erinevatest moodulitest (Land Potential 2020). LandInfo moodul tuletab asukoha ja kasutaja poolse informatsiooni põhjal mullatüübi. Lisaks sellele tuletab ka mulla infiltratsiooni ja taimedele omastatava veehoiuvõime. Jätkusuutliku maakasutuse planeerimiseks määratakse ka maa potentsiaalne klass. Mobiiltelefoni kaamera ja referentskaardiga on võimalik kindlaks määrata mulla värvus. LandCover moodul on taimkatte seireks, mis hõlmab endas taimkatte koosluse ja selle kõrguse ning mulla taimetüüpide katvuse ulatuse määramiseks. LandManagement moodul võimaldab kasutajal arvet pidada kultuuride, väetiste, niisutuse, sademete, erosiooni pidurdamise, harimise ja muude protsesside osas.

British Geological Survey ja *Centre for Ecology & Hydrology* arendasid mySoil rakenduse, mis võimaldas algselt kasutajal saada asukohapõhist informatsiooni vaid Suurbritannia kohta, kuid mida nüüdseks on võimalik kasutada kogu Euroopas (British Geological Survey 2020; Shelley *et al.* 2013). Suurbritannias saab informatsiooni mulla sügavuse, lõimise, pH ja orgaanilise aine sisalduse kohta ja ülejäänud Euroopa kohta on saadaval näitajad nagu mulla sügavus, lõimis ja domineerivad kasvukohatüübid. Sarnaselt LandPKS rakendusele, on võimalik ka mySoil rakenduses üles laadida pilte ja kirjeldusi mullaomaduste kohta. Purdue Ülikoolis loodud Soil Explorer pakub Ameerika Ühendriikide kohta detailset seireandmeid mulla omaduste ja reljeefi kohta ja terve maailma kohta on kaardilt leitav väikse detailsusastmega mullastiku, vee- ja temperatuurirežiimi klassid (Isee Network 2020). Sarnas- teks riiklikeks mobiilseteks rakendusteks on veel SIFSS (*Soil Indicators for Scottish Soils*) (The James Hutton Institute 2020a) ja SOCiT (*Soil Organic Carbon information*) (The James Hutton Institute 2020b) Šotimaal, SoilWeb Ameerika Ühendriikides (UC Davis...s.a.) ja SoilMapp Austraalias (Thomas *et al.* 2012).

Eesti muldade kohta on võimalik saada informatsiooni Maa-ameti Geoportaali veebirakendusest, kust leiab Eesti digitaalse mullakaardi mõõtkavas 1:10 000 (Maa-amet...2019). Eesti mullastiku kaart katab peaaegu kogu riigi jättes välja ainult tiheasustusega alad, veealad ja mullastikuta laiud. Areaalid on seotud mitmete atribuutandmetega nagu mulla nimetuse tähistus (šiffer), perspektiivne boniteet, lõimis koos peenkivisuse astmega uuritud kihtide kaupa, huumus- või turbahorisoni tüsedus ning suurkivisuse aste. 2019. aastal anti välja muldade kasutussobivuse veebirakendus, mis on välja töötatud Põllumajandusuuringute Keskuse mullaseire ja uuringute büroos (Põllumajandusuuringute Keskus s.a). Kaardirakendus põhineb muldade kasutussobivuse tabelitel, mis viidi hõlpsamaks kasutamiseks ruumilisse vormi ning seoti Maa-ameti kaardikihtidega. Kaardirakendusest on võimalik leida muldade kasutussobivuse hinnanguid 14 erineva kultuuri kasvatamiseks. Kasutussobivust kujutatakse erinevate värvidega, mille järgi see võib olla väga hea, hea, rahuldav, väike või väga väike.

2018. aastal anti Eestis esmakordselt välja iSQAPER-i projekti mobiilne rakendus SQAPP (*Soil Quality App*), mida on võimalik kasutada peaaegu igas maailma paigas ning mis on suunatud pigem põllumajanduslikult kasutatavate põldude mulla kvaliteedi teabe saamiseks (Interactive Soil Quality...s.a). Rakendus arendati Wageningeni Ülikooli ja organisatsiooni ISRIC koostöös. Rakendusest leiab informatsiooni kindla asukoha mullaomaduste ja võimalike ohtude kohta, millele hinnangud põhinevad teaduspõhistel lävenditel. Vastavalt võimalikele ohtudele annab rakendus soovitusi, kuidas parandada või säilitada mulla kvaliteeti erinevate põllumajanduspraktikate abil. Rakenduse lähteandmed pärinevad SoilGridsi 250 m resolutsiooniga andmebaasist (Hengl *et al.* 2017), kust saadi informatsioon mulla sügavuse, lasuvustiheduse, lõimise, omastatava vee sisalduse, mulla orgaanilise süsiniku sisalduse, neelamismahutavuse ja pH kohta. ESDAC-i (*European Soil Data Centre*) andmebaasi (Panagos *et al.* 2012) kasutati, et kujutada mullaohutust veeerosiooni, tuuleerosiooni, tihendamise ohtu, mulla reostumist. Globaalset mulla elustiku mitmekesisuse atlase kaarte (*Global Soil Biodiversity Atlas Maps*) kasutati, et jagada informatsiooni mikroobide rohkuse ja makrofauna kohta (Panagos *et al.* 2012; Global Soil...2016). Andmebaasi *Global Soil Dataset for Earth Modelling* kasutati, et leida elektrijuhtivus, liikuv kaalium ja fosfor ning üldlämmastiku sisaldus (Land-Atmosphere...2018). Informatsioon kasutatud andmebaaside kohta on saadud rakendusest (Interactive Soil Quality...s.a.).

2. METOODIKA

2.1 Visuaalne hindamine

Visuaalsel hindamisel saadud hindepunkte võrreldi mõõtmise teel saadud tulemustega. Visuaalseks hindamiseks kasutati projekti iSQAPER raames välja töötatud mulla kvaliteedi hindamise juhendit. Käesolevas töös kasutati visuaalse hindamise indikaatoritest mulla värvust, poorsust, struktuursust, künnitihest, agregaatide stabiilsust, erosiooni, vee imbumist mulda ja vihmausside arvukust. Seoste leidmiseks kasutati iga näitaja üksikväärtusi ja kvaliteedi koondhinnet. Uurimuses oli kokku 34 erinevat Eesti tootmispõldu, millest 26 moodustasid 2016. aasta valimi ja 20-lt võeti proovid 2018. aastal. Proovide kogumine ja visuaalne hindamine viidi läbi igal põllul kolmes kohas. Eesmärgiks oli välja selgitada visuaalse hindamise metoodika üldine sobivus, mistõttu hindamise aluseks valitud põllud erinesid omavahel nii kasutusotstarbe kui ka mullaliigi osas. Kasutusotstarbelt olid valimis rohumaid karjatamiseks ja söödatootmiseks ning põlde, mille tootmissuunaks oli teraviljakasvatus. Põldude asukohad, mullaliigid ja kasutusotstarve on toodud lisa 1 all.

Visuaalse hindamise juhendi järgi hinnati 30 cm sügavuse ulatuses ühe ruutmeetri suurust ala. Igat parameetrit hinnati järgneva süsteemi järgi: 0 – väga halb, 1 – rahuldav, 2 – väga hea. Mulla kvaliteedi koondhinde leidmiseks hindepunktid liideti ja leiti keskmine tulemus kõikide näitajate kohta. Mulla värvuse hindamiseks võrreldi mulla huumushorisondi värvust, maaharimisest välja jääva, loodusliku mulla värvusega: 2 – muld tume, ei erine looduslikust oluliselt, 1 – muld veidi heledam looduslikust, 0 – muld hele, oluliselt erinev looduslikust. Mulla poorsuse hindamiseks kaevati 30x30x30 cm suurune kuubik välja ning iseloomustati makro- ja mikropooride hulka järgmiselt: 2 – palju makro- ja mikropoore agregaatide vahel, kaasneb hea struktuursusega, 1 – makro- ja mikropooride hulk vähenenud, esineb keskmine tihenemine, 0 – makro- ja mikropoore pole näha, üksikud praod. Struktuursuse hindamiseks kaevati 20x20x20 cm kuubik, millest eemaldati ülemine 5 cm kiht. Mullal lasti kukkuda 1 m kõrguselt kõvale alusele ning suurematel tükkidel maksimaalselt kuni 3 korda. Suuremad agregaadid sorteeriti aluse ühte ning väiksemad teise serva ning iseloomustati: 2 – valdavalt peened agregaadid, 1 – poole anuma jagu suuri agregate, 0 – enamus anumas on suured agregaadid. Künnitihe kirjeldamiseks tehti mullakaeve 50 cm sügavuseni ning

hinnati kaeve sein: 2 – tihest ei esine, 1 – kerge tihenemine, 0 – tugev tihes. Välitööde käigus määrati ka penetromeetriline takistus 0,4 m sügavuseni penetromeetriga, millel oli 1 cm² koonus. Penetromeetriga tehti 10 torget 0,5 m raadiuses hindamiskohast ning arvutati korduste keskmine. Struktuuri agregaatide stabiilsuse määramiseks valiti kolm 4...6 cm diameetriga õhukuiva agregaati, mis pandi 1 cm² võrgule 5...10 minutiks 11 veepurki. Seejärel hinnati agregaatide stabiilsust: 2 – muutust pole, selge vesi, 1 – osaliselt vette pudenenud, 0 – enamus pudenenud, vesi on muutunud häguseks. Iga proovivõtukohta kohta hinnati agregaatide stabiilsust kolmes korduses. Erosioonitundlikkuse hindamiseks võrreldi tolmu-vede suuruse, ärakantud materjali ja huumushorisoni tüseduse erinevuse põhjal künka tipus ja nõos. Erodeeritust hinnati järgmiselt: 2 – pindmise mullakihi tüsedus on nõos alla 15 cm suurem kui künkatipul, 1 – pindmise mullakihi tüsedus on nõos 15...30 cm suurem võrreldes künkatipuga, 0 – nõos on pindmise mullakihi tüsedus üle 30 cm suurem kui künkatipul. Taimede kasvu ajal hinnati vee imendumist mulda, kui see oli veega küllastatuse lähedal ning loeti päevi pärast vihmaadu põhimõttel: 2 – vett pole mulla pinnal pärast 1 päeva, 1 – vesi kuni 3 päeva ja 0 – vesi kauem kui 3 päeva mulla pinnal. Vihmausside arv leiti 20x20x20 cm mullakuubikust käsitsi otsides 5 minuti jooksul. Punktid anti järgmiselt: 2 – > 8 vihmaussi, 1 – 4...8 vihmaussi, 0 – <4 vihmaussi. Visuaalne hindamine viidi läbi proovide kogumisega samaaegselt.

2.2 Mulla kvaliteedi rakendus – SQAPP

Mulla kvaliteedi rakendus SQAPP (*Soil quality app*) loodi projekti „Interaktiivne mulla kvaliteedi hindamine Euroopas ja Hiinas põllumajandusliku tootlikkuse ja keskkonna jätkusuutlikkuse tagamiseks (iSQAPER)“ raames. Antud rakendusega iga puuduolev punkt leitakse lähima teadaoleva punkti põhjal, mille algandmed saadakse globaalsetest andmebaasidest. Vajaminev punkt on võimalik leida koordinaatidega või fikseerides see rakendusesisesel kaardil käsitsi.

Erinevate näitajate rakendusest saadud väärtusi võrreldi tootmispõldudel võetud proovide analüüsimisel saadud tulemustega. Proovid võeti erinevate põllumajanduspraktikate ja mul-
laliikidega aladelt, mida oli kokku 34. Iga põllumassiivi kolmest kohast koguti proovid ja

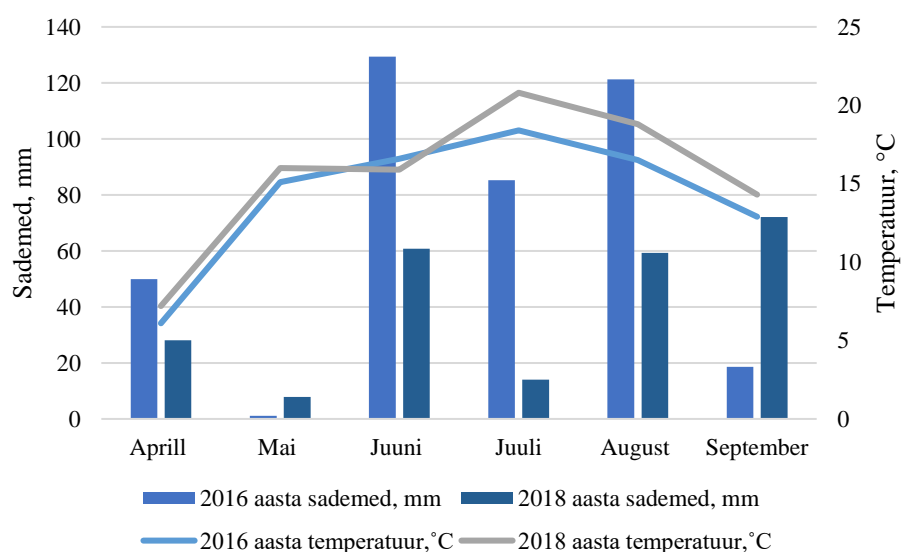
samade kohtade koordinaatide järgi salvestati andmed rakendusest. Rakenduse täpsuse uurimiseks kasutati kõiki 2018. aastal uuritud põllumassiive (20) ning 2016. aastal uuritud aladest valiti need, kust 2018. aastal proove ei kogutud, mida oli kokku 14. Kuna rakendus arvutab näitajate väärtused vastavalt maakasutusele, siis jaotati uurimispunktid põllumaadeks ja rohumaadeks, esimesi oli 69 ja viimaseid 33. Selleks, et leida kas esineb trende rakenduse prognoosides lähtuvalt mullastikust jaotati need kolme rühma: parasniisked ja gleistunud mineraalmullad (90), gleimullad (6) ning turvasmullad (5). Uuritud põllumassiivide koordinaadid ja mullaliigid on toodud lisa 1 all. Rakendusest valiti 9 parameetrit, mida võrreldi mõõdetud näitajatega. Nendeks näitajateks olid lasuvustihedus, orgaanilise süsiniku sisaldus, üldlämmastiku sisaldus, elektrijuhtivus, liikuva kaaliumi sisaldus, reaktsioon ning lõimise liiva, savi ja tolmu osatähtsus.

2.3 Laboranalüüsid

Laboranalüüside teel saadud andmeid võrreldi rakendusest ja visuaalse hindamise teel saadud tulemustega. Mullaproovid koguti 5...10 cm ja 25...30 cm sügavuselt 100 cm³ silindritega ja kilekottidega igalt põllult kolmest iseloomulikust kohast. Silindritega võeti igast sügavusest neli kordust. Esmalt kaaluti silinderproovid põllul oleva niiskusesisaldusega ning seejärel asetati veevanni 24-ks tunniks. Veega küllastunud proovid kaaluti ning pandi kaheks nädalaks liivatünnidesse. Seejärel kuivatati proovid termostaadis 48 tunni jooksul 105°C juures ning kaaluti uuesti. Eelnevate kaalumiste tulemusena leiti lasuvustihedus, aeratsioonipoorsus, maksimaalne veehoiuvõime ja veesisaldus proovivõtmisel. Aeratsioonipoorsus leiti väliveemahutavuse ehk (pF 1,8) 60 hPa imamisjõu juures liivatünnidel. Üldlämmastiku sisaldus leiti Kjeldahli järgi (Procedures for soil analysis 2002) ja liikuv kaalium Mehlich-3 meetodil (Mehlich 3 extraction...2016). Mulla orgaanilise süsiniku sisaldus määrati Tjurini meetodil (Vorobyova 1998). Mulla reaktsioon (pH_{H2O}) määrati 1:5 vesilahusest pH-meetriga. Lõimis määrati pipettmeetodil (van Reeuwijk 2002), mille käigus leiti fraktsioonide liiv >0,063 mm, savi <0,002 mm ja tolm 0,002–0,063 mm sisaldus mullas. Vees stabiilsed struktuuriagregaadid määrati õhukuivadest 0,25...2 mm suurustest agregaatidest Eijkelkamp märgsõelumise seadmel (Wet sieving apparatus...2008), kus neid loksutati 3 minutit.

2.4 Ilmastikuandmed

Joonisel 1 on toodud aastate 2016 ja 2018 ilmastikuandmed, mis põhinevad E-ilmajaama andmetel (E-ilmajaam s.a). Aastal 2016 olid aprillist septembrini kõige kõrgemad keskmised õhutemperatuurid juulis (18,4 °C) ja augustis (16,5 °C) ning madalamad aprillis ja septembris. Kõige vähem sademeid oli mais ja septembris. Sademeterohked olid juuni (129,38 mm) ja august (121,2 mm).



Joonis 1. 2016. aasta keskmine õhutemperatuur ja sademete hulk aprillist septembrini E-ilmajaama andmetel (E-ilmajaam s.a).

Antud kuude 2018. aasta sademete hulk oli madalam ja keskmine õhutemperatuur kõrgem võrreldes 2016. aastaga. 2018. aastal oli kõige rohkem sademeid septembris (72,1 mm) ja kõige vähem mais (7,8 mm). Keskmised õhutemperatuurid olid kõige madalamad aprillis (7,2 °C) ja septembris (14,3 °C) ning kõrgemad juulis (20,8 °C) ja augustis (18,8 °C).

2.5 Andmeanalüüs

Rakenduse ja määratud mulla parameetrite ja visuaalselt hinnatud ja määratud mulla parameetrite vaheliste seoste uurimiseks leiti Spearmani korrelatsioonikordaja (ρ). Valimi kirjeldamiseks leiti keskmine, standardhälve ja haare kõikide näitajate kohta. Andmeanalüüsiks kasutati statistikatarkvara R (R Core Team 2020).

Rakenduse täpsuse analüüsimiseks leiti ruutkeskmine viga (RMSE) ja keskmine süstemaatiline hälve (*bias*). RMSE ehk ruutkeskmine viga väljendab kahe mõõtmise vahelise vea suurust ehk see iseloomustab rakenduse poolt arvutatud ja tegeliku väärtuse vahelist erinevust. *Bias* ehk keskmine süstemaatiline hälve ehk nihe on leitud kindla näitaja keskmise rakenduse prognoositud väärtuse ja sama määratud väärtuse vahel, iseloomustamaks kas prognoositud väärtust ala- või ülehinnatakse. Mõlema kohta leiti suhteline väärtus, et oleks võimalik erinevate prognoositud mulla omaduste täpsust võrrelda.

RMSE ja *bias*-väärtuse arvutamiseks on kasutatud järgnevaid valemeid (Molinier *et al.* 2016):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_i (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}, \quad (1.1)$$

$$bias = \frac{\sum_i (y_i - \hat{y}_i)}{n}, \quad (1.2)$$

$$RMSE (\%) = \frac{RMSE}{\bar{y}} \times 100, \quad (1.3)$$

$$bias (\%) = \frac{bias}{\bar{y}} \times 100, \quad (1.4)$$

kus y_i on tegelik väärtus ning \bar{y} selle keskmine, \hat{y}_i on rakenduse väärtus ja n on valimi suurus. RMSE ja *bias*-väärtuse arvutamiseks kasutati programmi Microsoft Excel.

3. TULEMUSED

3.1 Mulla kvaliteedi visuaalse hindamise ja määratud näitajate võrdlus

3.1.1 Visuaalse hindamise 2016. aasta tulemuste võrdlus

2016. aastal võetud proovide määratud ja visuaalse hindamise tulemused on võetud kokku tabelites 1 ja 2. Visuaalselt anti valimi muldadele keskmiselt hindepunkte üle rahuldava väärtuse st. muldade seisund oli keskmiselt pigem hea (tabel 1). Kõige suurema varieeruvusega olid vihmausside arvukusele, künnitihele, struktuursusele ja agregaatide stabiilsusele antud hindepunktid. Valimisse võetud muldade orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldus, lasuvustihedus, penetromeetiline takistus, maksimaalne veehoiuvõime, poorsus ja agregaatide stabiilsus varieerusid madalast kuni kõrge väärtuseni. Vähestes kohtades vihmaussid puudusid, kuid valimi kohta oli nende arvukus pigem keskmine. Valimis oli nii kerge kui ka raske lõimiseega muldi ning vähesel määral turvasmuldi, millelt oli võimalik eraldada mineraalosa. Keskmiselt esines rohkem kergema lõimiseega muldi. Muldade veesisaldus oli keskmine kuni väga kõrge.

Tabel 1. Aastal 2016 visuaalselt hinnatud näitajate kirjeldav statistika, n=78

Näitaja	Aritmeetiline keskmine	Standardhälve	Haare
Mulla värvus, hp	1,5	0,40	1–2
Poorsus, hp	1,6	0,41	0,5–2
Struktuursus, hp	1,6	0,48	0,5–2
Künnitihe, hp	1,5	0,49	0–2
Agregaatide stabiilsus, hp	1,4	0,46	0,3–2
Erosioon, hp	1,9	0,20	1–2
Vesi mulla pinnal, hp	1,9	0,25	1–2
Vihmausside arvukus, hp	1,3	0,79	0–2
Koondhinnang, hp	1,6	0,22	0,9–2

Märkus. hp – hindepunkt.

Tabel 2. Aastal 2016 määratud näitajate kirjeldav statistika, n=78

Näitaja	Aritmeetiline keskmine	Standardhälve	Haare
Orgaaniline süsinik, %	3,51	6,57	0,53–33,49
Üldlämmastik, %	0,29	0,44	0,08–2,31
Lasuvustihedus g/cm ³	1,34	0,29	0,39–1,61
Penetromeetiline takistus, MPa	1,81	0,48	0,88–3,06
Maksimaalne veehoiuvõime, %	47,96	9,36	40,27–78,44
Aeratsioonipoorsus, %	27,29	7,47	15,05–53,27
Üldpoorsus, %	47,02	7,07	38,56–70,81
Agregaatide stabiilsus, %	51,62	13,44	27,43–91,73
Vihmausside arvukus, tk	11,21	7,08	0–28
Liiv, %	53,26	17,12	9,17–78,66
Tolm, %	35,07	13,47	16,75–70,23
Savi, %	11,68	5,93	4,17–40,31
Veesisaldus, % (5...10 cm)	29,25	26,90	8,03–139,1
Veesisaldus, % (25...30 cm)	27,01	29,56	10,33–146,17
Veesisaldus, % (5...30 cm)	28,12	27,38	10,33–137,10

Märkus. liiv – >0,63...2 mm; tolmu – ,002...0,63 mm; savi – <0,002 mm.

Mulla lõimise ja visuaalse hindamise näitajad olid omavahel nõrgas seoses (tabel 3). Statistiliselt usutav positiivne seos leiti savi osatähtsuse ja mullavärvuse ($p=0,24$; $p=0,032$) ning tolmu osatähtsuse ja agregaatide stabiilsuse vahel ($p=-0,23$; $p=0,044$). Seosed olid nõrgad ka veesisaldusega. Usutav seos leiti veesisalduse ja poorsuse vahel nii 5...10 cm ($p=0,23$; $p=0,041$) kui ka 25...30 cm ($p=0,23$; $p=0,011$) sügavusel ning ka nende keskmise sügavusega ($p=0,27$; $p=0,011$). Usutav seos oli ka mulla pindmise 5...10 cm sügavuse veesisalduse ja visuaalse hindamise näitaja „vesi mulla pinnal“ vahel ($p=0,25$; $p=0,03$).

Tabel 3. Mulla lõimise ja veesisalduse seos visuaalse hindamise näitajatega. Spearmani korrelatsioonikordaja, n=78

Määratud parameetrid	Visuaalse hindamise parameetrid								
	Mulla värvus	Poor-sus	Struk-tuur-sus	Künni-tihes	Agregaa-tide stabiilsus	Ero-sioon	Vesi mulla pinnal	Vihma-usside arvukus	Koond-hinnang
Liiv, %	0,05	-0,17	-0,03	0,12	0,17	0,01	-0,01	0,08	0,04
Tolm, %	-0,10	0,16	0,07	-0,15	-0,23*	-0,09	-0,02	-0,12	-0,09
Savi, %	0,24*	0,08	-0,19	-0,09	0,18	0,09	-0,01	0,01	0,08
Veesisaldus, % (5...10 cm)	0,13	0,23*	0,10	0,12	-0,09	0,13	0,25*	-0,13	0,11
Veesisaldus, % (25...30 cm)	0,15	0,29*	0,18	0,15	-0,10	0,12	0,21	-0,17	0,13
Veesisaldus, % (5...30 cm)	0,14	0,27*	0,14	0,12	-0,14	0,09	0,26	-0,14	0,12

Märkus. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoo juures.

Keskmise tugevusega positiivne seos leiti orgaanilise süsiniku ja mulla värvuse ($\rho=0,52$; $p=0,000$; tabel 4) ning esimese ja agregaatide stabiilsuse hindepunktide ($\rho=0,41$; $p=0,000$) vahel. Üldlämmastiku sisaldus oli samuti keskmise tugevusega positiivses seoses mulla värvuse hindepunktide ($\rho=0,52$; $p=0,000$), visuaalselt määratud agregaatide stabiilsuse ($\rho=0,47$; $p=0,000$) ja erosiooniga ($\rho=0,24$; $p=0,037$). Penetromeetiline takistus oli usutavas seoses poorsuse ($\rho=-0,41$; $p=0,000$), struktuursuse ($\rho=-0,32$; $p=0,005$), künnetihese ($\rho=-0,35$; $p=0,002$) ning näitaja vesi mulla pinnal ($\rho=-0,38$; $p=0,000$) hindepunktidega. Seosed olid negatiivsed, mis tähendab, et mulla kõvaduse suurenedes anti madalamad hindepunktid eeltoodud visuaalse hindamise näitajatele.

Tabel 4. Visuaalse hindamise hindepunktide ja määratud näitajate seosed 2016. aasta tulemuste kohta. Spearmani korrelatsioonikordaja, $n=78$

Määratud parameetrid	Visuaalse hindamise parameetrid								
	Mulla värvus	Poorsus	Struktuursus	Künnetihes	Agregaatide stabiilsus	Erosioon	Vesi mulla pinnal	Vihmausside arvukus	Koondhinnang
Orgaaniline süsinik, %	0,52*	0,11	0,06	0,05	0,41*	0,21	0,18	-0,05	0,34*
Üldlämmastik, %	0,52*	0,08	0,03	0,03	0,47*	0,24*	0,09	-0,07	0,31*
Lasuvustihedus g/cm ³	0,02	0,08	0,18	0,21	0,06	-0,03	0,07	-0,09	0,18
Penetromeetiline takistus, MPa	-0,21	-0,41*	-0,32*	-0,35*	0,06	-0,16	-0,38*	0,00	-0,41*
Maksimaalne veehoiuvõime, %	0,02	-0,02	-0,13	-0,22	-0,03	0,07	-0,10	0,08	-0,12
Aeratsiooni-poorsus, %	0,02	-0,1	-0,16	-0,07	0,03	0,04	-0,02	0,08	-0,11
Üldpoorsus, %	-0,04	-0,09	-0,18	-0,22*	-0,06	0,00	-0,09	0,05	-0,21
Agregaatide stabiilsus, %	0,56*	0,28*	0,28*	0,35*	0,49*	0,22*	0,09	0,00	0,56*
Vihmausside arvukus, tk	-0,17	0,03	-0,01	-0,13	-0,13	-0,01	0,03	0,89*	0,28*

Märkus. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoo juures.

Vastuoluline tulemus saadi mulla üldpoorsuse ja künnetihese vahel, kus poorsuse tõustes alanesid hindepunktid künnetihesele ($\rho=-0,22$; $p=0,048$). Ent seos oli nõrk ja vaevu ületas statistilise usutavuse lävendi. Alla 2 mm struktuuriagregaatide stabiilsus oli positiivses usutavas seoses peaaegu kõigi mulla visuaalse hindamise parameetritega. Suurema määratud struktuuriagregaatide stabiilsusega kaasnesid kõrgemad hindepunktid mulla värvusele

($p=0,56$; $p=0,000$), poorsusele ($p=0,28$; $p=0,012$), struktuursusele ($p=0,28$; $p=0,012$), kün-
nitihele ($p=0,35$; $p=0,002$), agregaatide stabiilsusele ($p=0,49$; $p=0,000$) ja erosioonile
($p=0,22$; $p=0,054$). Mulla kvaliteedi koondhinnang, mis kujunes hinnatud visuaalse hinda-
mise näitajatest, oli positiivses usutavas seoses orgaanilise süsiniku ($p=0,34$; $p=0,002$), üld-
lämmastiku ($p=0,31$; $p=0,005$), agregaatide stabiilsuse ($p=0,56$; $p=0,000$) ja vihmausside ar-
vukusega ($p=0,28$; $p=0,015$). Statistiliselt usutav negatiivne seos oli mulla kvaliteedi koond-
hinde ja penetromeetrilise takistuse vahel ($p=-0,41$; $p=0,000$). Mulla kõvaduse suurenedes
vähenes mulla kvaliteedi koondhinnang.

3.1.2 Visuaalse hindamise 2018. aasta tulemuste võrdlus

Tabelites 5 ja 6 on kokku võetud vastavalt valimi visuaalselt hinnatud ja määratud näitajad..
Keskmine mulla kvaliteedi koondhinne oli üle rahuldava taseme (1,5 hp). Kõige paremini
hinnati näitajaid nagu vesi mulla pinnal (2 hp), erosioon (1,9 hp) ja struktuursus (1,8 hp).
Keskmiselt kõige vähem hindepunkte sai vihmausside arvukus (0,6 hp), mis oli ühtlasi ka
kõige suurema varieeruvusega. Määratud näitajad varieeruvad väga madalast kuni kõrge
väärtuseni (tabel 6). Valimi keskmine vihmausside arvukus on väga madal ning osades koh-
tades vihmaussid puudusid. Valimi moodustunud mullad olid pigem kergema lõimisega,
kuid oli ka turvasmuldi. Muldade veesisaldus varieerus väga suurel määral, olles teatud juh-
tudel kriitilisel tasemel.

Tabel 5. Aastal 2018 visuaalselt hinnatud näitajate kirjeldav statistika, $n=78$

Näitaja	Aritmeetiline keskmine	Standardhälve	Haare
Mulla värvus, hp	1,5	0,50	1–2
Poorsus, hp	1,6	0,53	0–2
Struktuursus, hp	1,8	0,38	1–2
Künnitihe, hp	1,3	0,48	0–2
Agregaatide stabiilsus, hp	1,4	0,50	0–2
Erosioon, hp	1,9	0,30	1–2
Vesi mulla pinnal, hp	2,0	0,13	1–2
Vihmausside arvukus, hp	0,6	0,76	0–2
Koondhinnang, hp	1,5	0,23	1–2

Märkus. hp – hindepunkt.

Tabel 6. Aastal 2018 mõõdetud näitajate kirjeldav statistika ja lühendite tähistus, n=60

Näitaja	Aritmeetiline keskmine	Standardhälve	Haare
Orgaaniline süsinik, %	2,89	5,84	0,86–33,49
Üldlämmastik, %	0,25	0,4	0,08–2,31
Lasuvustihedus g/cm ³	1,19	0,2	0,36–1,50
Penetromeetiline takistus, MPa	1,62	0,69	0,36–2,87
Maksimaalne veehoiuvõime, %	51,39	7,14	42,07–77,37
Aeratsioonipoorsus, %	34,11	7,08	19,47–59,76
Üldpoorsus, %	52,79	5,47	42,42–75,18
Agregaatide stabiilsus, %	41,85	10,45	27,70–92,48
Vihmausside arvukus, tk	4,72	6,35	0–25
Liiv, %	54,80	15,51	9,17–78,66
Tolm, %	34,05	12,32	17,17–70,23
Savi, %	11,15	5,20	4,17–35,10
Veesisaldus, % (5...10 cm)	23,82	23,27	1,71–121,55
Veesisaldus, % (25...30 cm)	17,03	25,96	3,99–149,53
Veesisaldus, % (5...30 cm)	20,43	23,42	4,54–135,54

Märkus. liiv – >0,63...2 mm; tolmu – ,002...0,63 mm; savi – <0,002 mm.

Visuaalse hindamise näitajad olid nõrgalt seotud mulla lõimisega (tabel 7). Erosioonile antud punktid olid usutavas negatiivses seoses mulla liiva sisaldusega ($\rho=-0,28$; $p=0,029$) ja positiivses seoses savi osatähtsusega ($\rho=0,26$; $p=0,048$). Seega erosioonile anti rohkem hindepunkte kui liiva osatähtsus lõimises vähenes ja savisisaldus suurenes. Mitmed visuaalse hindamise näitajad olid nõrgas kuni tugevas seoses mulla veesisaldusega, mis viitab sellele, et mulla niiskusel on mõju visuaalse hindamise täpsusele. Pindmise, 5...10 cm mulla veesisaldus oli keskmise tugevusega positiivses usutavas seoses mulla värvuse ($\rho=0,58$; $p=0,000$), künnitihese ($\rho=0,57$; $p=0,000$), vihmausside arvukuse ($\rho=0,51$; $p=0,000$) ja koondhindega ($\rho=0,51$; $p=0,000$). 25...30 cm sügavusel oli mullaniiskus keskmise tugevusega usutavas seoses künnitihesele ($\rho=0,56$; $p=0,000$), erosioonile ($\rho=0,49$; $p=0,000$), vihmausside arvukusele ($\rho=0,54$; $p=0,000$) antud hindepunktidega ning mulla kvaliteedi koondhindega ($\rho=0,51$; $p=0,000$). Samal sügavusel oli nõrk positiivne seos mulla värvusega ($\rho=0,31$; $p=0,016$) ja negatiivne seos mulla struktuursusega ($\rho=-0,28$; $p=0,033$). Viimane viitab sellele, et paremad hindepunktid anti kui mulla veesisaldus vähenes. Keskmise, sügavusel kuni 30 cm veesisaldus oli samuti usutavas seoses mulla värvuse ($\rho=0,56$; $p=0,000$), künnitihese ($\rho=0,64$; $p=0,000$), erosiooni ($\rho=0,29$; $p=0,024$), vihmausside arvukuse ($\rho=0,58$; $p=0,000$) hindepunktide ja koondhinnanguga ($\rho=0,59$; $p=0,000$).

Tabel 7. Mulla lõimise ja veesisalduse seos visuaalse hindamise näitajatega. Spearmani korrelatsioonikordaja, n=78

Määratud parameetrid	Visuaalse hindamise parameetrid								
	Mulla värvus	Poorsus	Struktuurisus	Künni tihes	Agregaatide stabiilsus	Erosioon	Vesi mulla pinnal	Vihma-usside arvukus	Koondhinnang
Liiv, %	-0,10	0,08	-0,08	0,01	-0,10	-0,28*	-0,15	0,03	-0,08
Tolm, %	0,01	-0,07	0,11	-0,06	0,07	0,23	0,06	0,01	0,16
Savi, %	0,15	-0,10	-0,14	0,24	0,24	0,26*	0,18	0,08	0,06
Veesisaldus, % (5...10 cm)	0,58*	0,03	-0,19	0,57*	0,19	0,20	0,00	0,51*	0,54*
Veesisaldus, % (25...30 cm)	0,31*	0,00	-0,28*	0,56*	0,25*	0,49*	-0,12	0,54*	0,51*
Veesisaldus, % (5...30 cm)	0,56*	0,02	-0,25	0,64*	0,22	0,29*	-0,08	0,58*	0,59*

Märkus. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoo juures.

Visuaalse hindamisega antud hindepunktide ja määratud mullaomaduste vahelised seosed olid üldiselt väga nõrgad kuni tugevad (tabel 8). Statistiliselt usutav nõrk seos leiti orgaanilise süsiniku sisalduse ja mulla värvuse ($p=0,32$; $p=0,014$) ning üldlämmastiku ja värvuse hindepunktide vahel ($p=0,32$; $p=0,011$). Seosed olid positiivsed, mis tähendab, et kõrgema orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldusega hinnati paremini mulla värvust. Keskmise tugevusega seoses olid penetromeetiline takistus ja mulla värvus ($p=0,56$; $p=0,000$). Statistiliselt olulised, kuid nõrgad seosed esinesid mulla värvuse ja maksimaalse veehoiuvõime ($p=0,38$; $p=0,003$) ning värvuse ja aeratsioonipoorsuse vahel ($p=-0,27$; $p=0,038$). Viimane seos oli negatiivne, mis tähendab, et suurema aeratsioonipoorsusega kaasnesid madalamad hindepunktid mulla värvusele. Mulla värvuse ja vees stabiilsete agregaatide stabiilsuse vahel esines samuti nõrk negatiivne seos ($p=-0,31$; $p=0,015$), kus kõrgemate hindepunktidega kaasnes madalam agregaatide stabiilsus. Mulla poorsusele antud hindepunktid ei olnud usutavas seoses ühegi mõõdetud näitajaga ja struktuursus oli usutavas seoses vaid aeratsioonipoorsusega ($p=0,28$; $p=0,034$), kus kõrgemate hindepunktidega kaasnes kõrgem õhuga täidetud pooride osatähtsus.

Tabel 8. Visuaalse hindamise hindepunktide ja määratud näitajate seos 2018. aasta tulemuste kohta. Spearmani korrelatsioonikordaja, n=60

Määratud parameetrid	Visuaalse hindamise parameetrid								
	Mulla värvus	Poorsus	Struktuursus	Kün- ni- tihe	Agregaa- tide stabiilsus	Ero- sioon	Vesi mulla pinnal	Vih- maus- side arvukus	Koond- hinnang
Orgaaniline süsinik, %	0,32*	-0,05	-0,13	0,49*	0,07	0,35*	0,17	0,12	0,26*
Üldlämmastik, %	0,32*	-0,13	-0,11	0,35*	0,22	0,46*	0,12	0,19	0,31*
Lasuvustihe- dus g/cm ³	0,02	0,04	-0,22	0,17	-0,03	0,05	-0,20	0,43*	0,18
Penetromeet- riline takis- tus, MPa	0,56*	0,08	-0,02	0,29*	0,2	0,33*	-0,20	0,49*	0,55*
Maksimaalne veehoiu- võime, %	0,38*	0,02	0,08	0,03	0,16	0,20	0,21	-0,04	0,20
Aeratsioonip- oorsus, %	-0,27*	0,03	0,28*	-0,33*	-0,05	-0,22	0,17	-0,68*	-0,37*
Üldpoorsus, %	-0,16	-0,03	0,2	-0,30*	-0,03	-0,13	0,20	-0,56*	-0,31*
Agregaatide stabiilsus, %	-0,31*	0,09	0,04	0,13	0,27*	-0,03	0,04	-0,11	-0,03
Vihmausside arvukus, tk	0,2	0,05	-0,24	0,41*	0,27*	0,38*	-0,21	0,92*	0,60*

Märkus. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoo juures.

Künnitihesele antud hindepunktide ja orgaanilise süsiniku ($p=0,49$; $p=0,000$) ning esimese ja üldlämmastiku ($p=0,35$; $p=0,011$) vahel olid keskmise tugevusega statistiliselt usutavad seosed. Keskmise tugevusega positiivne seos esines ka vihmausside arvukuse ja künnitihese vahel ($p=0,41$; $p=0,001$). Seega tiheseta muldadel oli vihmausside arvukus suurem. Vastuolulised seosed esinesid ka künnitihese ja üldpoorsuse ($p=-0,28$; $p=0,02$) ning esimese ja aeratsioonipoorsuse vahel ($p=-0,33$; $p=0,01$). Vastukäiv seos oli ka künnitihese ja penetromeetrilise takistuse tulemuste vahel ($p=0,29$; $p=0,027$), kus anti kõrgemad hindepunktid kõrgema penetromeetrilise takistuse tulemuste korral. Agregaatide stabiilsus oli statistiliselt usutavas positiivses seoses määratud vees stabiilsete struktuuriagregaatide stabiilsusega ($p=0,27$; $p=0,04$) ja vihmausside arvukusega ($p=0,27$; $p=0,035$). Kõrgema visuaalse hinnangu kaasnes ka kõrgem määratud vees stabiilsete struktuuriagregaatide stabiilsus ja vihmausside arvukus.

Erosioonitundlikkuse eest antud hindepunktid olid positiivses usutavas seoses orgaanilise süsiniku ($p=0,35$; $p=0,006$) ja üldlämmastiku ($p=0,46$; $p=0,000$) sisaldusega ning vihmaus-

side arvukusega ($\rho=0,38$; $p=0,003$). Vihmausside arvukusele antud hindepunktid olid usutavas seoses lasuvustiheduse ($\rho=0,43$; $p=0,001$), penetromeetrilise takistuse ($\rho=0,49$; $p=0,000$), aeratsioonipoorsuse ($\rho=-0,68$; $r=0,000$) ja üldpoorsusega ($\rho=-0,56$; $p=0,000$). Tegemist oli samuti vastuolulise seosega, kus tõenäoliselt tihedama ja madala poorsusega muldades oli rohkem vihmausse. Sarnaselt visuaalse hindamise parameetritele oli ka mulla kvaliteedi koondhinnang positiivses seoses orgaanilise süsiniku ($\rho=0,26$; $p=0,041$) ja üldlämmastiku ($\rho=0,31$; $p=0,018$) sisaldusega, vihmausside arvukusega ($\rho=0,60$; $p=0,000$) ning penetromeetrilise takistusega ($\rho=0,55$; $p=0,000$). Negatiivsed seosed esinesid aeratsioonipoorsuse ($\rho=-0,37$; $p=0,003$) ja üldpoorsusega ($\rho=-0,31$; $p=0,000$). Seega teatud mõttes ebaloogilised tulemused visuaalse hindamise parameetrite ja määratud tulemuste vahelistes seostes mõjusid ka koondhinnangule.

3.2 Rakenduse ja määratud mulla omaduste väärtuste võrdlus

3.2.1 Mulla kvaliteedi rakenduse täpsus

Keskmine lasuvustiheduse, liiva osatähtsuse, pH, elektrijuhtivuse ja liikuva kaaliumi sisalduse määratud väärtus oli kõrgem võrreldes SQAPP-i väärtusega nii kogu valimi kohta (tabel 9) kui ka jaotatuna maakasutuse järgi (tabelid 10, 11). SQAPP-is oli muldade savi ja tolmu osatähtsus ning orgaanilise süsiniku sisalduse keskmine väärtus kõrgem võrreldes määratud tulemustega. Ühtlasi prognoosis rakendus keskmiselt kõrgemat muldade üldlämmastiku sisaldust, välja arvatud rohumaade muldadel, kus keskmine tegelik väärtus (4,19%) oli suurem võrreldes SQAPP-i väärtusega (2,80%). Rakendusest saadud mulla parameetrite väärtustel oli väiksem hälve ja haare välja arvatud üldlämmastiku osas kogu valimi ja põllumaa lõikes. Rakenduse prognoositud elektrijuhtivuse standardhälve oli 0, seega varieeruvus puudus.

Tabel 9. Rakenduse ja määratud andmete kogu valimi kirjeldav statistika

Näitaja	Keskmine		Standardhälve		Haare	
	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP
Lasuvustihe- dus, kg/m ³	1252	1229	253,43	20,78	342–1613	1189–1273
Savi, %	11,15	15,56	5,51	1,35	4,2–40,3	13–18
Tolm, %	33,75	36,28	12,23	1,94	16,8–70,2	22–39

Liiv, %	55,10	47,01	15,78	2,69	9,2–78,7	43–53
Orgaaniline süsinik, %	2,98	5,68	5,85	1,33	0,53–33,49	4–8
pH	6,6	6,3	0,54	0,34	5–8	6–7
Elektrijuhtivus, dS/m	0,14	0,10	0,11	0	0,04–0,86	0,1–0,1
Liikuv kaalium, cmol/kg	0,46	0,26	0,30	0,09	0,1–2,3	0,12–0,41
Üldlämmastik g/kg	2,54	3,99	3,90	5,69	0,75–23,06	0,51–28,62

Märkus. liiv – >0,63...2 mm; tolm – ,002...0,63 mm; savi – <0,002 mm.

Tabel 10. Rakenduse ja määratud näitajate põllumaa muldade kirjeldav statistika, n=69

Näitaja	Keskmine		Standardhälve		Haare	
	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP
Lasuvustihe- dus, kg/m ³	1254	1230	186,25	22,55	445–1566	1189–1273
Savi, %	10,08	15,35	3,36	1,22	4,17–18,79	13–17
Tolm, %	34,85	36,61	10,42	2,01	17,17–68,64	33–39
Liiv, %	55,07	46,96	13,67	2,93	16,1–78,66	43–53
Orgaaniline süsinik, %	1,79	5,31	2,11	1,30	0,53–15,57	4–8
pH	6,6	6,3	0,60	0,36	5–8	6–7
Elektrijuhtivus, dS/m	0,14	0,10	0,13	0	0,04–0,87	0,1–0,1
Liikuv kaalium, cmol/kg	0,48	0,28	0,21	0,09	0,11–1,19	0,13–0,41
Üldlämmastik g/kg	1,74	4,56	1,74	6,43	0,75–13,09	0,51–28,62

Märkus. liiv – >0,63...2 mm; tolm – ,002...0,63 mm; savi – <0,002 mm.

Tabel 11. Rakenduse ja määratud näitajate rohumaa muldade kirjeldav statistika

Näitaja	Keskmine		Standardhälve		Haare	
	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP	Määratud	SQAPP
Lasuvustihe- dus, kg/m ³	1247	1229	359,13	16,77	342–1613	1189–1254
Savi, %	13,43	16	8,08	1,52	6,53–40,31	13–18
Tolm, %	31,38	35,61	13,47	1,62	16,75–70,23	33–39
Liiv, %	55,17	47,12	19,81	2,12	9,17–76,47	44–51
Orgaaniline süsinik, %	5,46	6,44	9,45	1,06	0,87–33,49	4,6–8,4
pH	6,5	6,2	0,4	0,28	5,8–7,4	5,6–6,7
Elektrijuhtivus, dS/m	0,14	0,1	0,07	0	0,07–0,29	0,1–0,1
Liikuv kaalium, cmol/kg	0,41	0,21	0,43	0,08	0,1–2,3	0,12–0,4
Üldlämmastik g/kg	4,19	2,80	6,12	3,47	1,05–23,06	0,51–11,79

Märkus. liiv – >0,63...2 mm; tolm – ,002...0,63 mm; savi – <0,002 mm.

Võrreldes kogu valimi ja põllumaa muldadega, oli ruutkeskmise viga kõrgeim vastavate rohumaaade lasuvustiheduse, savi, tolmu, liiva, orgaanilise süsiniku, liikuva kaaliumi ja üldlämmastiku sisalduse osas (tabel 12). Kogu valimi orgaanilise süsiniku (211,9%), üldlämmastiku (295%) ja elektrijuhtivuse (84,7%) suhteline ruutkeskmise viga oli kõige suurem ning kahe esimese osas rakendus ülehindas (vastavalt bias=90,2% ja bias=57,4%) ja viimase osas alahindas (bias=-17,2%) (joonis 2). Kõige madalam suhteline ruutkeskmise viga oli pH-l (9,3%) ja lasuvustihedusel (19,9%) ning rakendus alahindas mõlemad (vastavalt bias=-4,3% ja bias=-1,8%).

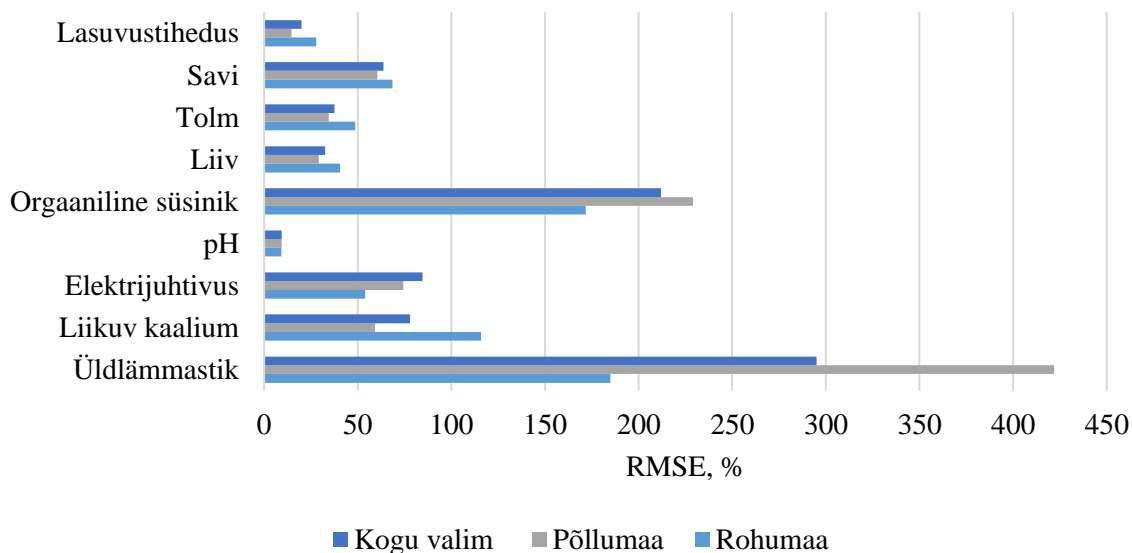
Tabel 12. Rakenduse ja mõõdetud mulla kvaliteedi indikaatorite ruutkeskmise viga ja nihe

Näitaja	Kogu valim			Põllumaa			Rohumaa		
	n	RMSE	bias	n	RMSE	bias	n	RMSE	bias
Lasuvustihedus, kg/m ³	102	249,30	-22,57	69	185,01	-24,67	33	347,17	-18,18
Savi, %	101	7,11	4,41	69	6,10	5,27	32	9,21	2,96
Tolm, %	101	12,66	2,51	69	12,05	1,76	32	15,29	5,18
Liiv, %	101	17,94	-8,06	69	16,12	-8,11	32	22,37	-6,38
Orgaaniline süsinik, %	102	6,32	2,69	69	4,12	3,51	33	9,38	0,98
pH	102	0,61	-0,28	69	0,62	-0,28	33	0,59	-0,29
Elektrijuhtivus, dS/m	60	0,12	-0,04	45	0,13	-0,04	15	0,07	-0,04
Liikuv kaalium, cmol/kg	102	0,36	-0,20	69	0,29	-0,20	33	0,47	-0,20
Üldlämmastik g/kg	102	7,48	1,46	69	7,34	2,82	33	7,76	-1,40

Märkus. RMSE – ruutkeskmise viga, *bias* – keskmine süstemaatiline hälve ehk nihe.

Jaotades uuritud punktid maakasutuse järgi, vähenes ruutkeskmise viga põllumaa muldade lõikes kõikide näitajate välja arvatud pH osas, kus erinevus oli üsna väike (joonis 2). Vastupidiselt eeltoodule rohumaa muldade lõikes uuritud mullaomaduste ruutkeskmise viga suurenes välja arvatud pH osas, kus viga pisut vähenes. Samas põllumuldade orgaanilise süsiniku (229,1%), pH (9,4%) ja üldlämmastiku (421,9%) suhteline ruutkeskmise viga oli kõrgem võrreldes kogu valimi tulemustega. Võrreldes põllumaa ja kogu valimiga oli rohumaa suhteline ruutkeskmise viga suurem lasuvustihedusel ja mulla lõimisel ning väiksem orgaanilise süsiniku sisaldusel, pH-l, elektrijuhtivusel, liikuva kaaliumi sisaldusel ja üldlämmastikul. Vea suurenemine võib olla osaliselt tingitud valimi mahu vähenemisest, kuid teisalt ka

erinevast mullastikust. Rohumaa muldade seast puudusid gleimullad ning turvasmuldade osatähtsus oli 18% kõikidest uuritud punktidest.



Joonis 2. Prognoositud mulla omaduste suhteline ruutkeskmise viga kogu valimi, põllumaa ja rohumaa võrdluses.

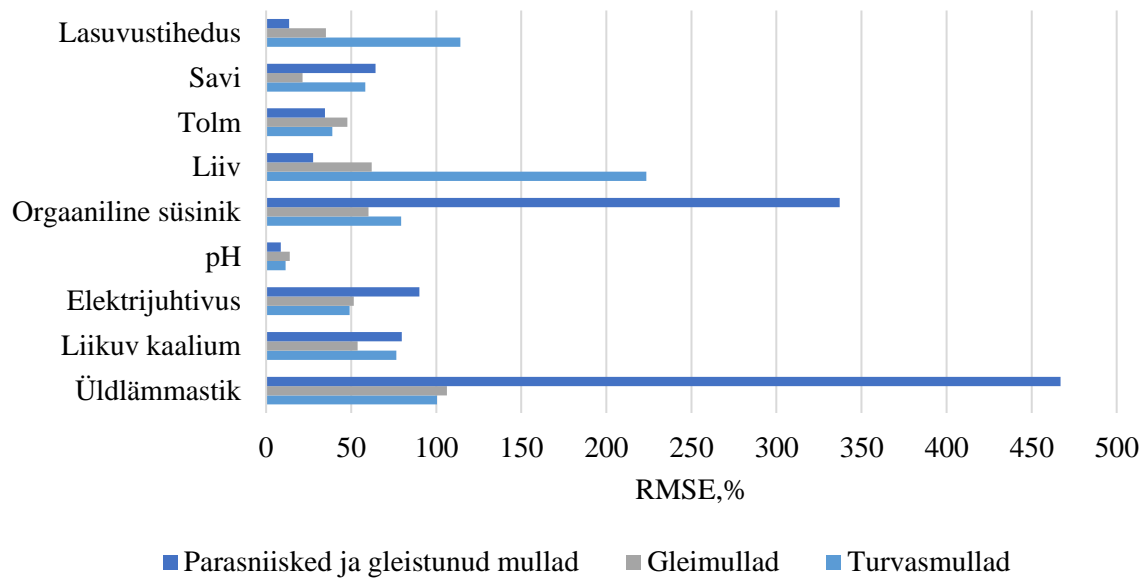
Kõige suurem erinevus esines rakenduse ja tegeliku lasuvustiheduse vahel turvasmuldadel, kus rakendus ülehindas antud näitajat ($RMSE=676,5 \text{ kg/m}^3$; $bias=619,43 \text{ kg/m}^3$; tabel 13). Turvasmuldadel määratakse turba lagunemisaste ning üldiselt lõimise savi, tolmu ja liiva fraktsioone eraldi ei määrata. Kuid kuna osadel põllumassiividel oli kohati turvas rohkem lagunenud, siis oli võimalik eraldada lõimise fraktsioonid. Savi ja liivasisalduse ruutkeskmise viga oli kõige suurem turvasmuldadel ning tolmu osatähtsuse viga oli suurim gleimuldaudel. Võrreldes parasniiskete ja gleistunud muldade ning gleimuldade vastavate näitajatega, oli turvasmuldadel ka suurim ruutkeskmise viga orgaanilise süsiniku, liikuva kaaliumi ja üldlämmastiku osas, kus rakendus alahindas antud väärtusi. Lasuvustiheduse erinevus parasniisketel ja gleistunud muldadel oli kõige väiksem, kuid rakendus pigem alahindas seda väärtust ($bias=-80,89 \text{ kg/m}^3$). Ühtlasi oli ruutkeskmise viga madalaim lõimise tolmu ja liivasisalduse ning pH osas.

Tabel 13. Rakenduse ja mõõdetud mulla kvaliteedi indikaatorite erinevust iseloomustavad näitajad lähtuvalt mullastikust

Näitaja	Parasniisked ja gleistunud mullad			Gleimullad			Turvasmullad		
	n	RMSE	<i>bias</i>	n	RMSE	<i>bias</i>	n	RMSE	<i>bias</i>
Lasuvustihedus, kg/m ³	90	177,95	-80,89	6	351,97	210,26	6	676,50	619,43
Savi, %	90	6,41	5,67	6	3,07	0,68	5	16,43	-13,82
Tolm, %	90	10,90	4,58	6	22,64	-9,86	5	22,04	-19,90
Liiv, %	90	16,13	-11,39	6	23,80	8,18	5	33,71	32,32
Orgaaniline süsinik, %	90	4,47	4,26	6	4,12	-0,55	6	19,05	-17,56
pH	90	0,57	-0,24	6	1,00	-0,82	6	0,77	-0,38
Elektrijuhtivus, dS/m	54	0,12	-0,04	3	0,10	-0,10	3	0,09	-0,09
Liikuv kaalium, cmol/kg	90	0,36	-0,21	6	0,28	-0,16	6	0,37	-0,12
Üldlämmastik g/kg	90	6,59	3,01	6	6,18	-5,07	6	16,18	-15,38

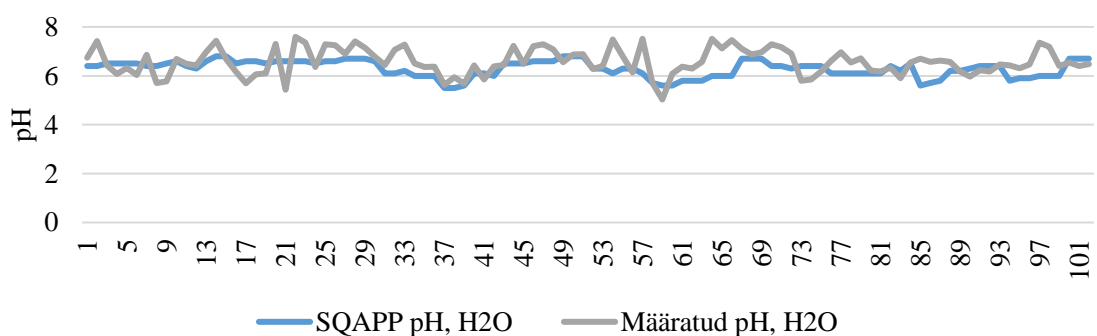
Märkus. RMSE – ruutkeskmise viga, *bias* – keskmine süstemaatiline hälve ehk nihe.

Parasniiskete ja gleistunud muldade suhteline ruutkeskmise viga oli madalaim lasuvustiheiduse (13,6%) ja pH (8,7%) osas (joonis 3). Tugevalt ülehindas rakendus antud mullatüüpide orgaanilise süsiniku (*bias*=321,3%) ja üldlämmastiku sisaldust (*bias*=213,6%). Üsna madalad suhtelise ruutkeskmise vea väärtused olid ka mulla tolmu ja liiva sisalduse osas, kus esimest rakendus ülehindas pisut (*bias*=14,5%) ning teist alahindas (*bias*=-19,5%). Gleimuldade suhteline ruutkeskmise viga oli madalaim pH ja savisisalduse osas ning kõrgeim üldlämmastikul ja liivasisaldusel. Gleimuldade üldlämmastiku sisaldust rakendus alahindas tugevasti (*bias*=-87,2%) ning ülehindas lõimise liiva sisaldust (*bias*= 21,4%). Rakendus ülehindas märkimisväärselt ka turvasmuldade liiva sisaldust (*bias*=214%) ning samuti ka lasuvustihedust (*bias*=104%), kuid alahindas märkimisväärselt nende muldade üldlämmastiku sisaldust (*bias*= -95,4%). Turvasmuldadel suutis rakendus prognoosida kõige paremini pH-d ja lõimise tolmu sisaldust.

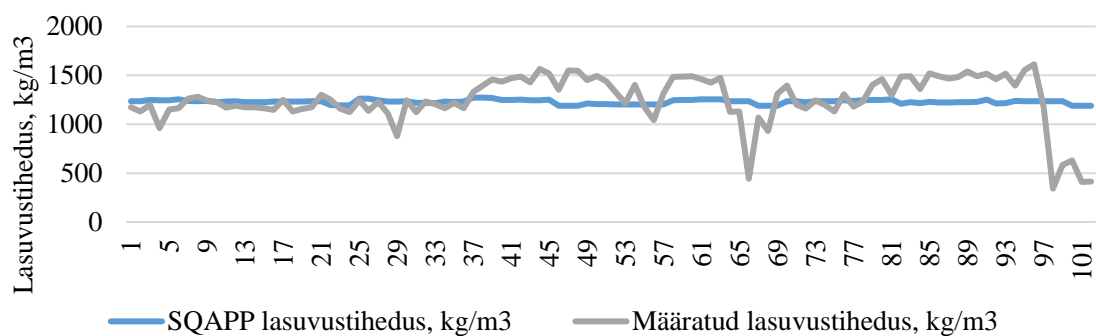


Joonis 3. Prognoositud mulla omaduste suhteline ruutkeskmine viga parasniiskete ja gleistunud muldade, gleimuldade ning turvasmuldade võrdluses.

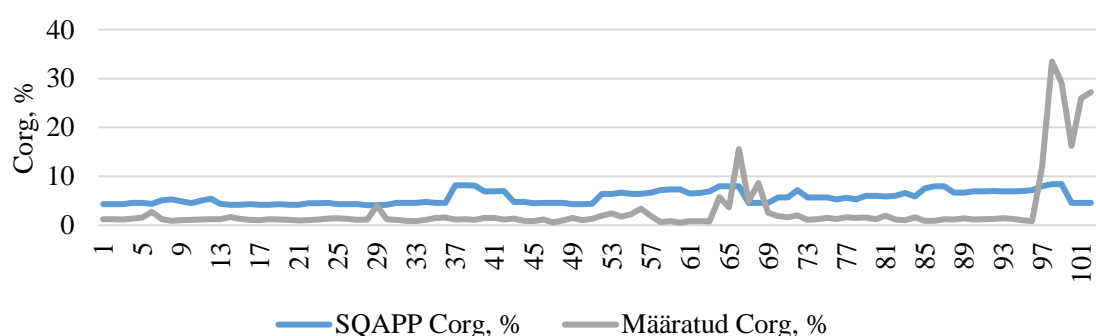
Rakendus suutis kõige paremini prognoosida mulla pH-d (joonis 4) ja lasuvustihedust, kuid viimase osas ei suutnud rakendus tuletada väga madalaid väärtusi, mis on eelkõige omased turvasmuldadele (joonis 5). Turvasmuldadel on üldiselt kõrgemad üldlämmastiku ja orgaanilise süsiniku sisaldused. Viimase osas ei suutnud rakendus tuletada väga kõrgeid väärtusi turvasmuldadel (joonis 6). Vastupidiselt sellele, olid mineraal muldade orgaanilise süsiniku prognoositud väärtused üldiselt kõrgemad kui määratud tulemused.



Joonis 4. Rakenduse prognoositud ja määratud mulla pH võrdlus.

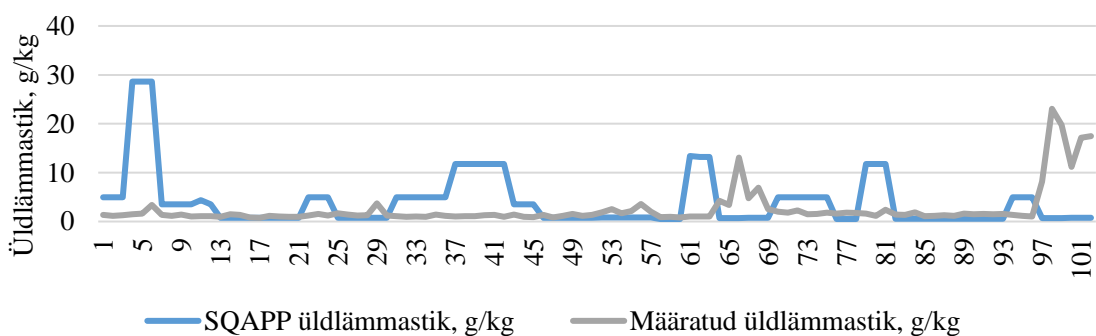


Joonis 5. Rakenduse prognoositud ja määratud mulla lasuvustiheduse võrdlus.

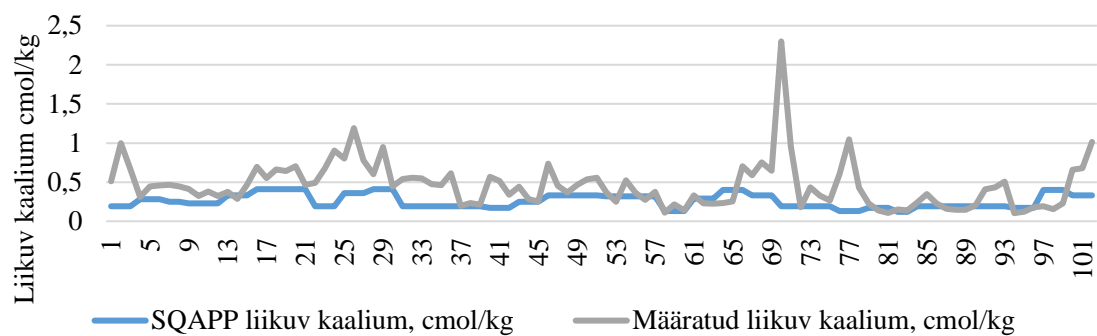


Joonis 6. Rakenduse prognoositud ja määratud mulla orgaanilise süsiniku sisalduse võrdlus.

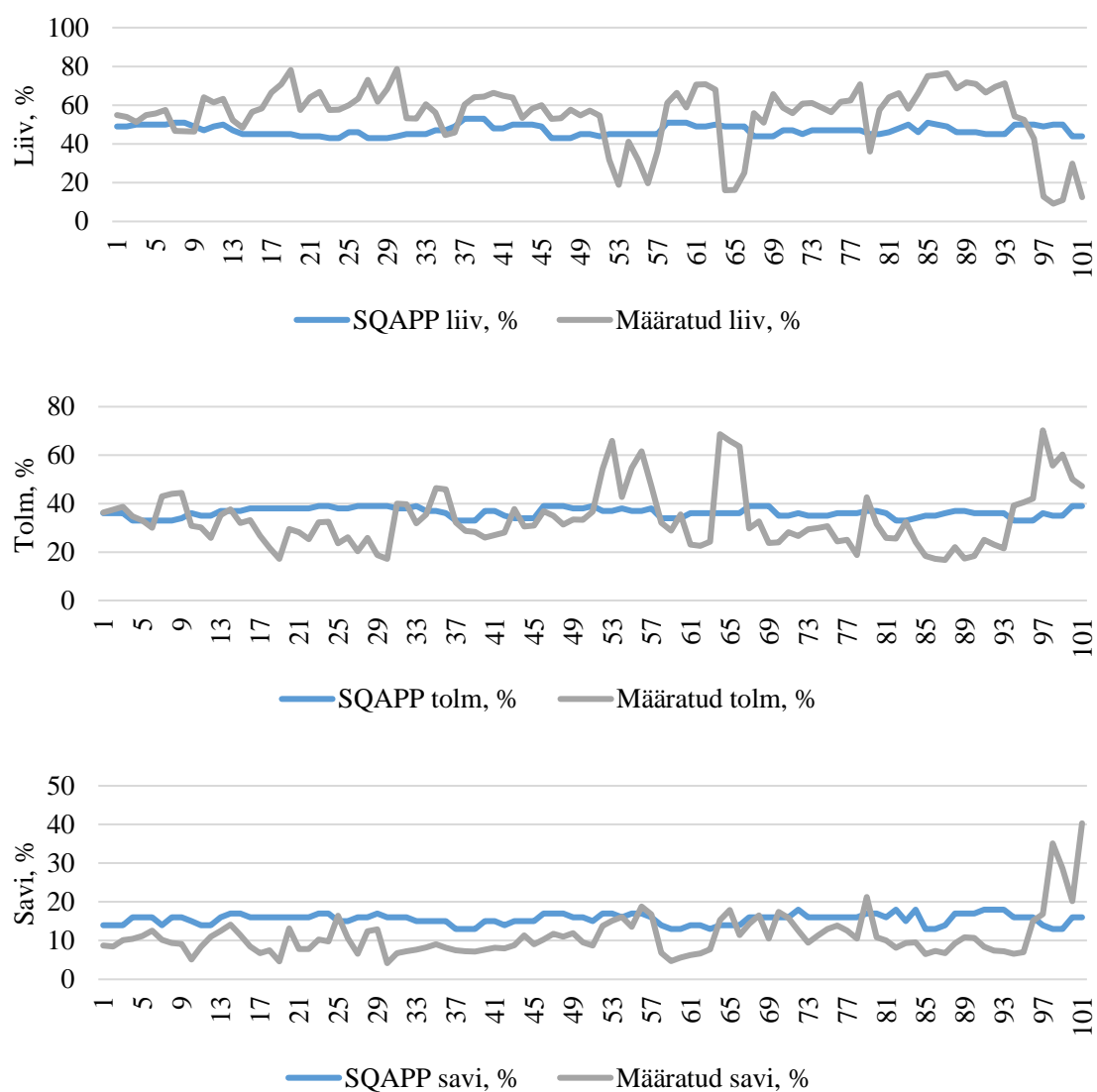
Rakendus suutis prognoosida küll väga kõrget ja madalat üldlämmastiku sisaldust (joonis7), kuid mineraalmuldadel oli üldiselt prognoositud väärtus liiga kõrge ja turvasmuldadel liiga madal, millest tulenes ka suur keskmine ruutviga. Liikuva kaaliumi prognoositud sisaldus langes hästi kokku madalamate mõõdetud tulemustega, kuid ei küündinud kõige kõrgemate väärtusteni ning pigem alahindas liikuva kaaliumi sisaldust uuritud muldades (joonis 8).



Joonis 7. Rakenduse prognoositud ja määratud mulla üldlämmastiku sisalduse võrdlus.



Joonis 8 . Rakenduse prognoositud ja määratud mulla liikuva kaaliumi sisalduse võrdlus.



Joonis 9. Rakenduse ja tegeliku mulla lõimise savi, tolmu ja liiva osatähtsuse võrdlus

Muldade lõimis on looduses palju heterogeensem võrreldes rakenduse prognoositud väärtustega (joonis 9). Muldade savisisaldust pigem ülehinnati, kuid rakenduse ja määratud väärtused sobitusid suhteliselt hästi. Muldade tolmu ja liiva osas ei suutnud rakendus prognoosida kõige kõrgemaid ega madalamaid väärtusi. Turvasmuldadel, millest oli võimalik eraldada mineraalset fraktsiooni, rakendus üldiselt ülehindas liiva sisaldust ning alahindas tolmu ning savisisaldust.

3.2.2 Mulla kvaliteedi rakenduse ja määratud näitajate vahelised seosed

Rakenduse ja määratud mulla liikuva kaaliumi sisalduse vahel esines nõrk positiivne seos ($\rho = 0,37$; $p = 0,000$) (tabel 14). Nõrgad, ent statistiliselt usutavad positiivsed seosed leiti rakenduse ja määratud savisisalduse vahel ($\rho = 0,28$; $p = 0,005$) ning sama ka pH osas ($\rho = 0,27$; $p = 0,006$). Rakenduse ja määratud mulla elektrijuhtivuse vahelist seost ei olnud võimalik leida, kuna selle rakenduse prognoositud väärtuste standardhälve võrdus nulliga. Rohumaa-delt kogutud proovide ja rakenduse väärtuste vahel usutavaid seoseid ei esinenud. Põllumaa-delt kogutud proovide tulemuste ja rakenduse prognoositud väärtuste vahelised usutavad seosed olid üldiselt tugevamad võrreldes kogu valimi tulemustega. Usutavad positiivsed seosed leiti savisisalduse ($\rho = 0,44$; $p = 0,000$), pH ($\rho = 0,38$; $p = 0,002$) ja liikuva kaaliumi sisaldusega ($\rho = 0,33$; $p = 0,006$).

Tabel 14. Rakenduse ja määratud näitajate vahelised seosed kogu valimi kohta

Näitaja	Spearmani korre-latsioonikordaja (ρ)	p – väärtus
Lasuvustihedus, kg/m ³	0,17	0,082
Savi, %	0,28	0,005*
Tolm, %	-0,05	0,636
Liiv, %	-0,02	0,846
Orgaaniline süsinik, %	0,07	0,479
pH	0,27	0,006*
Elektrijuhtivus, dS/m	-	-
Liikuv kaalium, cmol/kg	0,37	0,000*
Üldlämmastik g/kg	-0,17	0,092

Märkused:

1. ρ – Spearmani korrelatsioonikordaja
2. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoos juures.
3. „-“ näitaja pole leitud.

Mullatüübi järgi jaotades muutusid usutavad seosed tugevamaks (tabel 15). Parasniiskete ja gleistunud muldade rakenduse poolt prognoositud ja määratud mulla savisisalduse vahel esines keskmise tugevusega usutav seos ($\rho=0,46$; $p=0,000$). Keskmise tugevusega seos esines ka rakenduse ja määratud liikuva kaaliumi sisalduse ($\rho=0,41$; $p=0,000$) vahel. Mulla pH väärtuste vahel esines nõrk, ent usutav seos ($\rho=0,35$; $p=0,001$).

Tabel 15. Rakenduse ja määratud näitajate vahelised seosed lähtuvalt mullastikust

Näitaja	Parasniisked ja gleistunud mullad		Gleimullad		Turvasmullad	
	ρ	p-väärtus	ρ	p-väärtus	ρ	p-väärtus
Lasuvustihedus, kg/m ³	0,07	0,515	-0,10	0,854	0,31	0,552
Savi, %	0,46	0,000*	-0,29	0,573	0,00	1,000
Tolm, %	-0,05	0,635	-0,88	0,021*	-0,63	0,252
Liiv, %	0,02	0,827	-0,88	0,021*	-0,79	0,111
Orgaaniline süsinik, %	-0,05	0,655	0,29	0,573	0,56	0,253
pH	0,35	0,001*	-0,88	0,021*	-0,29	0,573
Elektrijuhtivus, dS/m	-	-	-	-	-	-
Liikuv kaalium, cmol/kg	0,41	0,000*	-0,88	0,021*	-0,88	0,021*
Üldlämmastik g/kg	-0,02	0,870	-0,10	0,854	-0,29	0,573

Märkused:

1. ρ – Spearmani korrelatsioonikordaja
2. „*“ tähistab seose usutavaid p-väärtuseid 95% usutavusnivoo juures.
3. „-“ näitaja pole leitav.

Väga tugevad negatiivsed seosed esinesid gleimuldade rakenduse väärtuste ja määratud väärtuste vahel mulla tolmu, liiva, liikuva kaaliumi sisalduse ning pH osas ($\rho=-0,88$; $p=0,021$). Turvasmuldadel olevate uurimispunktide rakenduse ja määratud tulemuste võrdluses esines usutav seos üksnes liikuva kaaliumi sisalduse osas ($\rho=-0,88$; $p=0,021$). Negatiivsed seosed viitavad sellele, et kui rakenduses väärtused tõusid, siis vastavad määratud näitajate väärtused vähenesid.

4. ARUTELU

4.1 Muldade visuaalse hindamise täpsus

Käesolevas töös leiti, et lisaks üksikutele näitajatele oli mulla kvaliteedi koondhinne usutavas seoses mitme mõõdetud näitajaga. 2016. aasta tulemused näitasid, et kõrgema mulla kvaliteedi koondhinde said mullad, mille orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldus, aggregaatide stabiilsus ja vihmausside arvukus oli kõrgem ning penetromeetriline takistus madalam. Mitmed autorid on leidnud seoseid erinevate visuaalse hindamise meetodite ja mõõdetud näitajate vahel (Mueller *et al.* 2009; Moncada *et al.* 2014a; Johannes *et al.* 2017; van Leeuwen *et al.* 2018), mis tõestab visuaalse hindamise suutlikkust eristada erinevaid mulla seisundit kirjeldavaid omadusi. 2018. aastal, kui teatud juhtudel olid mulla niiskustingimused optimaalsest madalamad seostati kõrgemat kvaliteedi koondhinnet kõrgema orgaanilise süsiniku, üldlämmastiku ning vihmausside arvukusega. Samas esinesid selle aasta osas ka mitmed vastuolulised tulemused.

Mulla värvus oli statistiliselt usutavas seoses orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldusega mõlemal aastal (2016. aastal $p=0,52$; $p=0,000$ ja 2018. aastal $p=0,32$; $p=0,011$), mis ilmselt oli tingitud mulla orgaanilise aine sisalduse varieeruvusest. Mulla värvus on visuaalse hindamise indikaator, mis iseloomustab mulla orgaanilise aine ja sellest tulenevalt orgaanilise süsiniku (Wills *et al.* 2007) ja üldlämmastiku sisaldust mullas (Moritsuka *et al.* 2014). Tume muld viitab kõrge orgaanilise aine sisaldusele ning kõrge orgaanilise aine sisaldusega mullad on poorsed, hea struktuursusega ning kõrge veehoiuvõimega (Malkawi *et al.* 1999). Shepherd (2003) leidis oma visuaalse hindamise meetodiga samuti, et mulla värvuse hindepunktid ja mulla kogu süsiniku sisaldus olid tugevas seoses ning keskmise tugevusega seos leiti värvuse ja anaeroobse mineraliseeruva lämmastiku sisalduse vahel. Moncada (*et al.* 2014b) uuris Shepherdi (2000) mulla visuaalse hindamise (*Visual Soil Assessment*) täpsust ning leidis samuti, et visuaalselt hinnatud mulla värvus oli keskmise tugevusega usutavas seoses orgaanilise süsiniku sisaldusega ($p=0,62$; $p=0,01$). Liigse harimise ja orgaanilise aine sisendita võib väheneda mulla orgaanilise süsiniku sisaldus (Feiziene *et al.* 2018). Seetõttu täpsema tulemuse saamiseks tuleks võrrelda mulla värvust harimisest välja jääva põlluserva mullaga. 2016. aasta andmete järgi oli usutav seos ka mulla värvuse

ning vees stabiilsete struktuuriagregaatide stabiilsuse vahel ning aastal 2018 oli värvus seotud maksimaalse veehoiuvõimega ($p=0,38$; $p=0,003$), mis ilmselt oli tingitud kõrgemast orgaanilise süsiniku sisaldusest. Mulla veehoiuvõime oleneb suuresti orgaanilise aine sisaldusest, kuna see suudab suure poorsuse tõttu vett hästi kinni hoida.

Visuaalselt hinnatud mulla poorsus, struktuursus ja künnitihese esinemise tulemused ühtisid penetromeetrilise takistusega. Seosed olid negatiivsed ning tugevuselt nõrgad kuni keskmised. Suurema visuaalselt hinnatud poorsusega, parema struktuursusega ning künnitihese puudumisel oli mulla kõvadus madalam. Need tulemused ühtivad teistel meetodikatel põhinevate visuaalse hindamise täpsuse uurimustega, kus on samuti leitud usutavad seosed visuaalselt hinnatud struktuursuse ja penetromeetrilise takistuse vahel (Guimarães *et al.* 2013; Mueller *et al.* 2009). Struktuursus visuaalse hindamise parameetrina väljendab eelkõige osakeste suuruste vahet. Optimaalseks taimede tärkamiseks peaks seemneasemes olema üle 50% agregaatide, mis on alla 5 mm (Håkansson *et al.* 2002). Seega hea struktuursusega mullas on rohkem peenemaid agregaatide kui suuremaid ning agregaatide vahel ja sees on poorsus kõrge. Mulla poorsus on oluline mulla seisundi indikaator, kuna see väljendab kui suure osa mulla mahust moodustavad mullapoorid, milles paiknevad taimekasvuks vajalikud vesi ja õhk. Visuaalselt on võimalik eristada eelkõige makropoore ja biopoore, mis on tekitatud taimejuurte poolt ja mullafauna tegevusest. Tihenenud mullas halveneb mulla poorsus ja struktuursus ning halveneb vee liikumine (Krebstein *et al.* 2013).

Vastuoluline tulemus leiti 2016. aasta tulemuste osas visuaalselt hinnatud künnitihese ning määratud üldpoorsuse vahel. Paremad hindepunktid anti madalama üldpoorsuse korral, kuid üldiselt on tihenenud mullad madala poorsusega. Samas ei saa üldpoorsust otseselt vastandada künnitihese näitajaga, kuna viimast hinnati 30...40 cm sügavusel ning üldpoorsuse jaoks võeti proovid kuni 30 cm sügavuseni. Visuaalselt hinnatud poorsuse ja mõõdetud poorsuse vahel usutavad seosed puudusid mõlemal aastal. 2016. aasta tulemustest ilmnes, et aladel, mis said madalamad hindepunktid ehk kus vee imbumine maapinda võttis aega kolm või enam päeva, oli ka penetromeetriline takistus kõrgem ($p=0,38$; $p=0,000$). Muldade tihenemine on sageli tingitud liigsest masinkäikude arvust ja mullaharimisagregaatide raskusest (Reintam *et al.* 2009). Viimane põhjustab muldade tihenemist eelkõige künnikihi alumiisil piiril, mis võib põhjustada taimejuurte kõverdumist ning takistada vee imbumist

mulda. Seega visuaalselt hinnatud parameeter vesi mulla pinnal on heaks indikaatoriks mullaprofiili võimalikust tihenemisest ning selle hindamine ei eelda mingisuguste vahendite olemasolu.

On leitud, et visuaalne hindamine peaks olema mullatüübi spetsiifiline (van Leeuwen *et al.* 2018) ning võib sõltuda lõimisest ja veesisaldusest (Emmet-Booth *et al.* 2016). Visuaalse hindamise parameetritest olid usutavas seoses mulla värvus ja savisisaldus, kus savirikkamad mullad said kõrgemad hindepunktid. 2016. aasta tulemustes esines ka usutav seos lõimise tolmusisalduse ja visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsuse vahel. 2018. aasta tulemused näitasid, et madalama liiva ning kõrgema savisisaldusega anti kõrgemad hindepunktid erosioonile. Ent enamuse visuaalse hindamise parameetritega puudusid seosed lõimise fraktsioonidega ning usutavad seosed olid nõrgad. 2018. aasta proovide mulla veesisaldus oli suure varieeruvusega ning ühtlasi oli usutavas nõrgas kuni tugevas seoses mitme visuaalse hindamise parameetriga. Kõrgema veesisaldusega anti madalamad hindepunktid mulla struktuursusele ning paremad mulla värvuse, künnitihese, agregaatide stabiilsuse, erosiooni ja vihmausside arvukuse hindepunktid. Lisaks sellele oli mulla kvaliteedi koondhinnang tugevas usutavas seoses mulla veesisaldusega mis viitab sellele, et hindamist võis mõjutada mulla veesisaldus. Ball (*et al.* 2007) rõhutas, et tuleks vältida kuivadelt muldadelt proovide kogumist, kuna agregaatide murenemine võib alahinnata hinnangut ning ühtlasi on sellistes tingimustes raskendatud ka teatud laboratoorseteks analüüsideks proovide võtmine.

Mulla struktuursusele anti kõrgemad hindepunktid kui veesisaldus oli madalam. Struktuursust hinnati mulla kamaka kukutamisel tekkivate väiksemate agregaatide osatähtsuse järgi, kuid kui muld on kuiv väheneb osakeste vaheline koheesioon ja agregaadid purunevad kergesti, andes vale tulemuse. Van Leeuwen (*et al.* 2018) tõi välja, et Shepherd (2000) mulla kamaka mahakukutamise test (*drop shatter test*) toimib ainult väga kitsa mulla niiskussisalduse juures ning muld ei tohiks olla liiga kuiv ega märg. Kõrgema veesisaldusega mullad said paremad värvuse hindepunktid, mis võis tuleneda sellest, et kuivem muld on heledam ja niiskem muld tumedam. Seetõttu tuleks kuiva mulda niisutada enne hindamist. Kõrgema veesisaldusega mullad said parema hinnangu künnitihese esinemisele. Selle indikaatori hindamisel on mulla niiskus oluline, kuna raskema lõimisega mullad muutuvad kuivades kõvaks, mistõttu on eksimisvõimalus suur visuaalsel hindamisel. Johannes (*et al.* 2017) leidis, et tuleks seada kindlad standardid niiskustingimustele. Autorid leidsid, et mulla struktuur-

suse hindepunktid ja määratud mulla füüsilised omadused varieerusid mulla niiskussisaldusega kinnitades seda, et visuaalne hindamine tuleks läbi viia üksnes optimaalsetes tingimustes.

2018. aasta tulemused näitasid, et usutav nõrk seos esines vihmausside arvukuse ja visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsuse vahel. On leitud, et vihmaussid suurendavad mulla agregaatide stabiilsust (Bossuyt *et al.* 2006), kuna nende eritised seovad saviosakesi ja mulla orgaanilist ainet. Huumushorisondi keskmise veesisalduse ja vihmausside arvukuse hindepunktide vahel oli 2018. aasta andmete järgi keskmise tugevusega seos ($\rho=0,58$; $p=0,000$), seega mida kõrgem oli mulla veesisaldus seda kõrgem oli ka vihmausside arvukus. Vihmausside arvukus oli tugevamas seoses mulla veesisaldusega võrreldes teiste visuaalse hindamise indikaatoritega, millest võib järeldada, et nende arvukus võis olla rohkem mõjutatud veesisaldusest mitte mulla kvaliteedist. Mueller (*et al.* 2009) leidis samuti võrreldes visuaalse hindamise tulemusi vihmausside arvukusega, et nende kogus oleneb rohkem teistest faktoritest nagu piisavast mullaniiskusest või multšikihi olemasolust. Vihmausside arvukus on heaks indikaatoriks siis, kui mulla niiskustingimused on optimaalsed (Ivask *et al.* 2006) ning suve keskosas võib nende arvukus olla kuivemate tingimuste tõttu madalam. Üldiselt viiakse muldade visuaalne hindamine läbi kohe pärast saagikoristust ning enne mullaharimist, ajal mil muld on üldiselt optimaalsest madalama niiskusega. Seetõttu tuleks väga kuiva suve korral viia visuaalne hindamine läbi kas vahetult enne talivilja külvi või kevadel pärast maa sulamist, siis kui muld on väliveemahutavuse juures ehk ei ole liiga märg ega kuiv.

Erosioonile antud hindepunktid olid mõlemal aastal usutavas seoses üldlämmastiku sisaldusega ning aastal 2018. orgaanilise süsiniku sisaldusega, mis oli ilmselt tingitud sellest, erosiooniga kantakse ära mullaosakesi ja orgaanilist ainet ning selles sisalduv üldlämmastik. Teised autorid on leidnud samuti, et erodeeritud mullas väheneb orgaanilise süsiniku ja toitainete sisaldus (Lal 2005; Wang *et al.* 2018). Erosioonitundlikkuse hindepunktid olid positiivses usutavas seoses ka määratud struktuuriagregaatide stabiilsusega ehk paremad hindepunktid anti muldadele mille alla 2 mm suuruste struktuuriagregaatide stabiilsus oli kõrgem, mis oli ilmselt tingitud erisustest mulla orgaanilise süsiniku sisalduses. Agregaatide stabiilsuse määramine näitab kui hästi muld suudab säilitada oma struktuuri pärast veega küllastamist. Madala agregaatide stabiilsusega pudenevad struktuuriagregaadid ning võivad moodustada mulla pinnale kooriku, mis takistab taimede tärkamist ning soodustab erosiooni te-

ket. 2016. aasta andmete põhjal olid struktuursuse hindepunktid nõrgas, ent usutavas positiivses seoses määratud struktuuriagregaatide stabiilsusega ($p=0,28$; $p=0,012$). Shepherd (2003) leidis samuti, et visuaalselt hinnatud struktuursus ühtis määratud agregaatide stabiilsusega. Antud töös leiti, et visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsus oli usutavas seoses määratud, alla 2 mm suuruste struktuuriagregaatide stabiilsusega ($p=0,49$; $p=0,000$), mis viitab sellele, et visuaalse hindamise ja määratud tulemused ühtisid hästi. Lisaks sellele leiti, et visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsus oli 2016. aasta andmete järgi usutavas seoses orgaanilise süsiniku sisalduse ($p=0,41$; $p=0,000$) ja üldlämmastikuga. On leitud, et struktuuriagregaatide stabiilsus on kõrgem muldades, milles on kõrge orgaanilise aine sisaldus, kuna see seob mullaosakesi agregaatideks (Gregorich *et al.* 1994). Moncada (*et al.* 2014a) leidis samuti usutava seose erineva meetodikaga visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsuse ja orgaanilise süsiniku sisalduse vahel. Agregaatide stabiilsus on tihedalt seotud mulla orgaanilise aine sisalduse ning mulla lõimisega ning mida kõrgem on mulla savisisaldus seda rohkem orgaanilist süsinikku on vaja, et stabiliseerida agregate (Soinne *et al.* 2016).

4.2 Mulla kvaliteedi rakenduse täpsus mulla omaduste tuletamisel

Kõige täpsemaid tulemusi andis rakendus lasuvustiheduse ($RMSE=19,9\%$) ja pH ($RMSE=9,3\%$) osas, kuid ka lõimise tolmu ja liiva osatähtsuse ruutkeskmine viga jäi alla 40%. Hengli (*et al.* 2004) järgi peaks suhteline ruutkeskmine viga olema alla 40% ning kui see on üle 71%, siis ei ole tulemused aktsepteeritavad. Lasuvustiheduse rakenduse ja määratud väärtuste vahel usutav seos puudus. Usutavad seosed leiti kogu valimi lõikes rakenduse ja määratud savisisalduse, pH ning liikuva kaaliumi sisalduse vahel. Üldiselt olid seosed näitajate vahel väga nõrgad, mis võis olla tingitud olla prognoositud väärtuste madalast varieeruvusest. Madal täpsus oli orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisalduse osas, mille suhtelised ruutkeskmised hälbed olid üle 200%. Rakendus alahindas muldade lasuvustihedust, liivasisaldust, pH-d, elektrijuhtivust ja liikuva kaaliumi sisaldust ning ülehindas savi, tolmu, orgaanilise süsiniku ning ainult põllumaa üldlämmastiku sisaldust. Üldjuhul võrreldud näitajate kõige madalam ruutkeskmine viga ja nihe olid põllumaa muldadel. Parem täpsus põllumaalt kogutud proovide osas kajastus ka rakenduse ja määratud väärtuste vahelistes usutavates seostes. Rakenduse ja määratud savisisalduse vahel oli keskmise tugevusega seos ning pisut tugevnemad seosed ka pH ja liikuva kaaliumi sisalduse osas, ent olid

siiski nõrgad. Rohumaadelt kogutud proovide ja rakenduse väärtuste vahel usutavaid seoseid ei esinenud. Elektrijuhtivuse prognoositud väärtus oli igal mõõdetud põllul sama, mistõttu seost mõõdetud väärtusega ei olnud võimalik leida.

Mullastiku järgi jaotamine võimaldas leida võimaliku põhjuse miks rakendus prognoosib paremini põllumaal võrreldes rohumaadega, kuna esimeste seast puudusid turvasmullad ja viimaste seas oli neid 18% kõigist punktidest. Rakendus ülehindas parasniiskete ja gleistunud muldade orgaanilise süsiniku, üldlämmastiku sisaldust ja mulla savi ning tolmu sisaldust. Alahindas lasuvustihedust, liivasisaldust, pH-d, elektrijuhtivust ja liikuva kaaliumi sisaldust. Glei ja turvasmuldadel ülehindas lasuvustihedust ja liiva sisaldust ning alahindas tolmu, orgaanilise süsiniku sisaldust ja üldlämmastiku sisaldust. Parasniisketel ja gleistunud muldadel oli täpsus kõige madalam üldlämmastiku ja orgaanilise süsiniku osas, mille suhteline ruutkeskmine viga oli üle 300%. Kõige täpsemad tulemused olid lasuvustiheduse (RMSE=13,6%) ja pH (RMSE=8,7%) osas. Rakenduse ja määratud pH väärtused olid ka usutavas positiivses seoses. Usutav keskmise tugevusega seos oli savisisalduse ja liikuva kaaliumi väärtuste osas. Gleimuldadel oli kõige suurem suhteline ruutkeskmine viga üldlämmastiku sisaldusel ning väikseim pH-l (RMSE=13,9%) ja savisisaldusel (RMSE=21,5%). Turvasmuldadel oli viga suurim lasuvustiheduse (RMSE=114,2%) ja lõimise liivasisalduse (RMSE=223,6%) osas, kuid ka üsna kõrge üldlämmastiku (RMSE=100,4%), orgaanilise süsiniku (RMSE=79,4%) ja liikuva kaaliumi (RMSE=76,5%) sisalduse osas. De Brogniez (*et al.* 2014) kasutas LUCASE andmebaasi, et digitaalse mulla kaardistamise võtetega prognoosida huumushorisoni orgaanilise süsiniku sisaldust ning leidis, et madal täpsus esines eelkõige muldades, kus oli kõrge orgaanilise süsiniku sisaldus nagu turvasmuldades ja soomuldades. Autorid tõid välja, et nende mudel ei olnud sobilik bimodaalse jaotusega Euroopa muldade orgaanilise süsiniku sisalduse modelleerimiseks ning mineraalsete ja turvasmuldade eraldi modelleerimine võimaldaks täpsust parandada juhul, kui on olemas ka täpsed asukohaandmed Euroopa turvasmuldade kohta.

Statistiliselt usutavad väga tugevad negatiivsed korrelatsioonid olid turvasmuldade ja gleimulla liikuva kaaliumi sisalduse ning gleimulla lõimise tolmu ja liiva osatähtsuse, pH osas. Seega kui kindla näitaja rakenduse väärtus tõusis, siis vastav määratud väärtus vähenes. Vastuolulised tulemused võisid olla tingitud probleemidest andmete geograafilises täpsuses. Andmebaasides on geograafilised koordinaadid teisendatud erinevatest riiklikest projektioonidest ning sageli algallikas võivad koordinaadid olla erineva täpsusega (Batjes *et al.*

2020). Üheks põhjuseks võib olla ka, et andmebaasis, mille järgi on leitud rakenduse parameetrite väärtused, on ülekaalus parasniisked põllumullad ning vähem on rohumaid, mis sageli on rajatud liigniisketele muldadele. Ruumilise ekstrapoleerimise vältimiseks peaksid treeningandmete punktid olema hea geograafilise katvusega (Dai *et al.* 2019) st. et punktid ei oleks koondunud ühele kitsale alale. On teada, et rakendus arvutab näitajate väärtused lähimate teadaolevate väärtuste põhjal. Seega kui liigniisked mullad, mille omadused erinevad märkimisväärselt parasniisketest muldadest on andmebaasis väheesindatud, siis võib olla nende muldade tuletatud väärtuste täpsus madal.

Mullaomadused võivad olla väga erinevad ka põllumajanduslikult kasutatud parasniiskete muldade seas, mistõttu on mullaomaduste tuletamiseks oluline, et andmebaasis oleksid esindatud mullaliigid võimalikult mitmekesiselt ning et üks või teine mullaliik ei oleks suures ülekaalus. On teada, et SoilGrids-i andmebaasi on kasutatud uuritud rakenduse loomiseks, kuid puudub täpne informatsioon sellest, kuidas neid andmeid töödeldud on rakenduse jaoks. Hengl (*et al.* 2017) kirjutas, et SoilGrids250m versioonis on väheesindatud märgalad ning osades andmebaasides on informatsioon ainult mineraalmuldade kohta ja gleimuldadele omase toorhuumuslikku horisonti ei ole kajastatud ning määramistega alustatakse järgmisest horisondist. Mulder (*et al.* 2016) kasutas SoilGrids1km versiooni Prantsusmaa orgaanilise süsiniku sisalduse prognoosimiseks ning leidis, et parameetri väärtust ülehinnati, kuna kogutud proove oli vähe ning see ei olnud piisavalt esinduslik orgaanilise süsiniku sisalduse ega mullaliikide osas. Autorid rõhutasid, et globaalseks digitaalseks mulla kaardistamiseks tuleks ühendada esinduslikud kohalikud andmebaasid globaalsetega, et suurendada prognoositud näitajate täpsust.

Mingil määral võib valimi maht mõjutada nii näitajate vahelisi seoseid kui ka täpsuse statistikuid, mida tuleb arvestada järelduste tegemisel maakasutuse ja mullastiku järgi jaotades. Samas joonised 4-9 näitavad, et üldjuhul ei suuda rakendus tuletada kõige kõrgemaid ega madalamaid väärtuseid. Näiteks eelkõige turvasmuldadele omaseid väga madalaid lasuvustiheduse ning kõrgeid orgaanilise süsiniku sisalduse väärtusteni rakenduse väärtused ei küündinud. Seega looduses on mullastik palju heterogeensem võrreldes sellega, mida rakendus suudab tuletada. Muldade varieeruvus võib olla suur 1 km, 100 m või isegi 10 m piires, mistõttu digitaalsetelt mullakaartidelt ja neil põhinevatelt toodetelt ei saa alati eeldada suuremat täpsust võrreldes konventsionaalsetega kaartidega (McBratney *et al.* 2003) ning kaardiruujustikust väiksemal skaalal esinevad variatsioonid jäävad kaardile kujutamata (De

Brogniez *et al.* 2014). Digitaalne mullakaardistamine prognoosib hästi mullaomadusi, millel on madal kuni keskmine varieeruvus ning nende mullaomaduste ruumiline varieeruvus võib mõjutada prognoositäpsust (Mosleh *et al.* 2016). Glei- ja turvasmuldasid oli valimis üsna vähe, mistõttu oleks vaja põhjalikumalt uurida rakenduse täpsust nendel mullatüüpidel, et teha lõplikke järeldusi.

Digitaalse mullakaardistamise tulemusena valminud toodete madal kvaliteet võib olla tingitud vähestest vaatlusandmete olemasolust ja nende kitsast geograafilisest katvusest, vähestest vaatlusandmete olemasolul suurest kaasvariantide arvust või sellest, et kasutatakse asjakohatuid keskkonda iseloomustavaid kaasvariante (Arrouays *et al.* 2020). Kuna pole täpselt teada, mis metoodika ja andmete põhjal prognoositud väärtused on leitud uuritud rakenduses, on raske analüüsida miks ühe või teise indikaatori rakenduse väärtused olid täpsemad. Üldiselt mulla keemiliste omaduste prognoosimisel on olulised sademed ja muud ilmastikuandmed ning pinna peegeldusvõime ja füüsikalised näitajad leitakse kindla asukoha reliefi, vegetatsiooni ja lähtekivimi andmete põhjal (Hengl *et al.* 2017). Erinevate agrotehniliste võtetega muudetakse pidevalt põllumajandusmaastikku, mistõttu ei saa eeldada taoliselt lahenduselt väga suurt täpsust. Samuti ei muutu ajaga rakenduse väärtused. Mulla omaduste ajalise muutlikkusega arvestamiseks oleks vaja kasutada muutuvaid ilmastiku ja maakasutust iseloomustavaid andmeid kaasvariantidena, kuid neid andmeid pole piisavalt ning praegused globaalsed andmebaasid esindavad viimase dekaadi keskmisi näitajaid (Dai *et al.* 2019). Rakendus võimaldab leida iga geograafilise punkti põllul, mistõttu võib kasutajale jääda mulje, et iga mullaomadus on väga hästi teada igal pool ning ei võeta arvesse, et iga-suguse mulla kaardistamisega võib esineda viga. Seetõttu tuleks olla ettevaatlik rakenduse väärtuste kasutamisel otsustusprotsessides ning tuleks kasutada seda pigem koos laboratoorselt määratud mullaandmetega ja visuaalse hindamisega. Visuaalsed indikaatorid võivad pakkuda informatsiooni mulla omaduste kohta, mis ei ole kergesti tabatavad näiteks digitaalse mullakaardistamise võtte – kaugseirega või prognoosimiseks kasutatud ümbrust iseloomustavate faktorite ruumilise resolutsiooni juures (Arrouays *et al.* 2020).

KOKKUVÕTE

Visuaalse hindamise indikaatorid ja mulla kvaliteedi koondhinnang olid seoses mitme määratud indikaatoriga. Kõrgemad mulla värvuse hindepunktid olid seotud kõrgema orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldusega ($\rho=0,52$; $p=0,000$) ning maksimaalse veehoiuvõimega ($\rho=0,38$; $p=0,003$). Parema poorsuse, struktuursusega ja künnetiheseta muldadel oli madalam penetromeetiline takistus. Visuaalse hindamise indikaator vesi mulla pinnal suutis hästi tuvastada muldade tihenemist, kuna oli seoses penetromeetrilise takistusega ($\rho=-0,38$; $p=0,000$). Visuaalselt hinnatud agregaatide stabiilsus ühtis määratud, alla 2 mm struktuuriagregaatide stabiilsusega ($\rho=0,49$; $p=0,000$) ning ka orgaanilise süsiniku sisaldusega ($\rho=0,41$; $p=0,000$). Erosioonitundlikkuse hindamine võimaldab varakult kindlaks teha orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisalduse vähenemise ning on ühtlasi ka struktuuri agregaatide stabiilsuse indikaatoriks. Madal mulla veesisaldus võib mõjutada visuaalse hindamise täpsust. Kuival mullal murenevad agregaadid kergemini, mistõttu anti paremad hindepunktid seal, kus veesisaldus oli madalam ning künnetihese hindamine võib anda samuti teatud juhtudel vale tulemuse, kuna muld muutub kuivades kõvaks. Mulla värvuse hindamine tuleks läbi viia üksnes niiskel mullal, sest kuivades muutub see heledaks. Vihmaussid on väga tundlikud mulla veesisalduse osas, mistõttu on nende arvukus madal kuivas mullas. Seega täpsete tulemuste saamiseks, tuleks visuaalne hindamine läbi viia mulla väliveemahutavuse juures.

Rakendus tuletas kõige täpsemad tulemused pH (RMSE=9,3%) ja lasuvustiheduse (RMSE=19,9%) osas, ent viimase määratud ning prognoositud tulemuste vahel usutavad seosed puudusid. Nõrgad usutavad seosed esinesid savisisalduse, pH ja liikuva kaaliumi sisalduse osas. Täpsemad tulemused olid põllumaade kohta võrreldes rohumaaga, mis ilmselt oli tingitud mullastikust. Parasniisketel ja gleistunud muldadel oli madalam lasuvustiheduse, tolmu, liiva ja pH ruutkeskmise viga ning rakendus ülehindas märkimisväärselt mulla orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldust. Antud töös kasutatud andmete põhjal on rakenduse täpsus madal eelkõige glei- ja turvasmuldadel, kus lisaks kõrgetele ruutkeskmise vea väärtustele esinesid ka negatiivsed väga tugevad korrelatsioonid lõimise tolmu ja liiva osatähtsuse, pH ning liikuva kaaliumi sisalduse prognoositud ja määratud näitajate vahel.

Rakendus ülehindas glei- ja turvasmuldade lasuvustihedust ning alahindas orgaanilise süsiniku ja üldlämmastiku sisaldust. Valimis oli üsna vähe glei- ja turvasmuldi, mistõttu lõplike järelduste tegemiseks tuleks läbi viia edasised uuringud.

Tulemused kinnitasid töös püstitatud hüpoteese osaliselt. Visuaalne hindamine oli usutavas seoses mitme mõõdetud näitajaga. Visuaalne hindamine suutis hästi eristada mulla seisundi kirjeldatavaid omadusi ning võimaldas kiiresti ja lihtsal viisil määrata mulla kvaliteeti, kuid madala veesisaldusega võib väheneda selle täpsus. Rakenduse prognoositud ja määratud mullaomaduste vahel esinesid usutavad seosed üksnes pH, liikuva kaaliumi ja mulla savisisalduse osas. Tuletatud mulla omadusi tuleks põllutasemel kasutada ettevaatlikult ning pigem toetava informatsioonina laboratoorselt määratud ja visuaalse hindamise käigus saadud tulemuste kõrval.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Alaoui, A., Barão, L., Ferreira, C., Schwilch, G., Basch, G., García-Orenes, F., Morugán, A., Mataix-Solera, J., Kosmas, C., Glavan, M., Tóth, B., Hermann, T., Vizitiu, O., Lipiec, J., Fraç, M., Reintam, E., Xu, M., Di, J., Fan, H., Fleskens, L. (2020). Visual assessment of the impact of agricultural management practices on soil quality. – *Agronomy Journal*. pp. 1-16.
- Arrouays, D., Lemaire, J. G. B., Richer-deForges, A. C., Adhikari, K., Ballabio, C., Greve, M., Grundy, M., Guerrero, E., Hempel, J., Hengl, T., Heuvelink, G., Batjes, N., Carvalho, E., Hartemink, A., Hewitt, A., Hong, S.-Y., Krasilnikov, P., Lagacherie, P., Lelyk, G., Libohova, Z., Lilly, A., McBratney, A., McKenzie, N., Vasquez, G. M., Mulder, V. L., Minasny, B., Montanarella, L., Odeh, I., Padarian, J., Poggio, L., Roudier, P., Saby, N., Savin, I., Searle, R., Solbovoy, V., Thompson, J., Smith, S., Sulaeman, Y., Vintila, R., Rossel, R. V., Wilson, P., Zhang, G.-L., Swerts, M., Oorts, K., Karklins, A., Feng, L., Ibelle Navarro, A. R., Levin, A., Laktionova, T., Dell'Acqua, M., Suvannang, N., Ruam, W., Prasad, J., Patil, N., Husnjak, S., Pásztor, L., Okx, J., Hallett, S., Keay, C., Farewell, T., Lilja, H., Juilleret, J., Marx, S., Takata, Y., Kazuyuki, Y., Mansuy, N., Panagos, P., Van Liedekerke, M., Skalsky, R., Sobocka, J., Kobza, J., Eftekhari, K., Alavipanah, S. K., Moussadek, R., Badraoui, M., Da Silva, M., Paterson, G., Gonçalves, M., Theocharopoulos, S., Yemefack, M., Tedou, S., Vrscaj, B., Grob, U., Kozák, J., Boruvka, L., Dobos, E., Taboada, M., Moretti, L., Rodriguez, D. (2017). Soil legacy data rescue via GlobalSoilMap and other international and national initiatives. – *GeoResJ*. Vol. 14, pp. 1-19.
- Arrouays, D., McBratney, A., Bouma, J., Libohova, Z., Richer-de-Forges, A. C., Morgan, C. L. S., Roudier, P., Poggio, L., Mulder, V. L. (2020). Impressions of digital soil maps: The good, the not so good, and making them ever better. – *Geoderma Regional*. Vol. 20, e00255.
- Astover, A., Reintam, E., Leedu, E., Kölli, R. (2013). Muldade väliuurimine. Tartu: Eesti Loodusfoto. 72 lk.
- Astover, A., Roostalu, H., Mötte, M., Tamm, I., Vasiliev, N., Lemetti, I. (2006). Decision support system for agricultural land use and fertilisation optimisation: a case study on barley production in Estonia. – *Agricultural and Food Science*. Vol. 15, pp. 77-88.
- Astover, A., Roostalu, H., Suuster, E., Rossner, H., Kuk, L., Reintam, E., Krebstein, K., Penu, P., Loide, V., Kikas, T. (2014). Mullastikukaartide- ja andmebaaside rakendused jätkusuutlikuks maakasutuseks ja põllumajandustootmiseks. Lõpparuanne. – *Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Põllumajandusuuringute Keskus*. https://www.pikk.ee/upload/files/Teadusinfo/Lõpparuanne_Mullastikukaartide_Astover_pikk.pdf (06.03.2020).

- Ball, B. C., Batey, T., Munkholm, L. J.** (2007). Field assessment of soil structural quality – a development of the Peerlkamp test. – *Soil Use and Management*. Vol. 23, issue 4, pp. 329–337.
- Ball, B. C., Guimaraes, R. M. L., Cloy, J. M., Hargreaves, P. R., Shepherd, T. G., McKenzie, B. M.** (2017). Visual soil evaluation: A summary of some applications and potential developments for agriculture. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 173, pp. 114-124.
- Ballabio, C., Panagos, P., Monatanarella, L.** (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. – *Geoderma*. Vol. 261, pp. 110-123.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernandez, T., Garcia, C.** (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. – *Geoderma*. Vol. 147, issues 3-4, pp. 159-171.
- Batjes, N. H., Ribeiro, E., van Oostrum, A.** (2020). Standardised soil profile data to support global mapping and modelling (WoSIS snapshot 2019). – *Earth System Science Data*. Vol 12, issue 1, pp. 299-320.
- Batjes, N. H., Ribeiro, E., van Oostrum, A., Leenaars, J., Hengl, T., de Jesus, J. M.** (2017). WoSIS: providing standardised soil profile data for the world. ISRIC – World Soil Information. – *Earth System Science Data*. Vol. 9, pp. 1-14.
- Bellon-Maurel, V., Fernandez-Ahumada, E., Palagos, B., Roger, J.-M., McBratney, A.** (2010). Critical review of chemometric indicators commonly used for assessing the quality of the prediction of soil attributes by NIR spectroscopy. – *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. Vol. 29, issue 9, pp. 1073-1081.
- Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comands, R., Mäder, P., Brussaard, L., de Goede, R.** (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. – *Ecological Indicators*. Vol. 99, pp. 38-50.
- Boruvka, L., Kozak, J., Nemecek, J., Pemozek, V.** (2002). New approaches to the exploitation of former soil survey data. 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand. Paper no. 1692.
- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P. F.** (2006). Interactive effects of functionally different earthworm species on aggregation and incorporation and decomposition of newly added residue carbon. – *Geoderma*. Vol. 130, issues 1-2, pp. 14-25.
- Bouma, J.** (1989). Using Soil Survey Data for Quantitative Land Evaluation. – *Advances in Soil Science*. Vol. 9, pp. 225-239.
- British Geological Survey. (2020). mySoil App Growing our knowledge. [web page] <https://www.bgs.ac.uk/mysoil/> (19.03.2020).
- Brus, D. J., Kempen, B., Heuvelink, G. B. M.** (2011). Sampling for validation of digital soil maps. – *European Journal of Soil Science*. Vol. 62. Issue 3.
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.**

- W., Brussaard, L.** (2018). Soil quality – A critical review. – *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 120, pp. 105-125.
- Carre, F., McBratney, A. B., Mayr, T., Montanarella, L.** (2007). Digital soil assessments: Beyond DSM. – *Geoderma*. Vol. 142, issues 1-2, pp. 69-79.
- Cecillon, L., Barthes, B. G., Gomes, C., Ertlen, D., Genot, V., Hedde, M., Stevens, A., Brun, J.-J.** (2009). Assessment and monitoring of soil quality using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS). – *European Journal of Soil Science*. Vol. 60, pp. 770-784.
- Cherubin, M. R., Franco, A. L., Guimaraes, R. M. L., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Karlen, D. L., Cerri, C. C.** (2017). Assessing soil structural quality under Brazilian sugarcane expansion areas using Visual Evaluation of Soil Structure (VESS). – *Soil and Tillage Research*. Vol. 173, pp. 64-74.
- Da Silva Chagas, C., de Carvalho Junior, W., Bhering, S. B., Filho, B. C.** (2016). Spatial prediction of soil surface texture in a semiarid region using random forest and multiple linear regressions. – *Catena*. Vol. 139, pp. 232-240.
- Dai, Y., Shangguan, Wei, N., Xin, Q., Yuan, H., Zhang, S., Liu, S., Lu, X., Wang, D., Yan, F.** (2019). A review of the global soil property maps for Earth system models. – *SOIL*. Vol. 5, issue 2, pp. 137-158.
- De Andrade Barbosa, M., de Sousa Ferraz, R. L., Coutinho, E. L. M., Coutinho Neto, A. M., da Silva, M. S., Fernandes, C., Rigobelo, E. C.** (2019). Multivariate analysis and modelling of soil quality indicators in long-term management systems. – *Science of The Total Environment*. Vol. 657, pp. 457-465.
- De Brogniez, D., Ballabio, C., Stevens, A., Jones, R. J. A., Montanarella, L., van Wesemael, B.** (2014). A map of the topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. – *European Journal of Soil Science*. Vol. 66, issue 1, pp. 121-134.
- De Paul Obade, V., Lal, Rattan.** (2013). Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). – *Catena*. Vol. 104, pp. 77-92.
- Dobos, E., Carré, F., Hengl, T., Reuter, H. I., Tóth, G.** (2006). Digital Soil Mapping as a support to production of functional maps. – *Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg*. EUR 22123 EN, 68 pp.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Gret-Regamey, A.** (2018). Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. – *Ecological Indicators*. Vol. 94, part 1, pp. 151-169.
- E-ilmajaam. (s.a). – *Tartu Ülikooli füüsika instituut*. <http://meteo.physic.ut.ee/> (10.04.2020).
- Emmet-Booth, J. P., Forristal, P. D. Fenton, O., Ball, B. C., Holden, N. M.** (2016). A review of visual soil evaluation techniques for soil structure. – *Soil Use and Management*. Vol. 32, issue 4.
- FAO.** (2008). Visual Soil Assessment Field Guides. [web-page] <http://www.fao.org/3/i0007e/i0007e00.htm> (26.03.2020).

- Feiziene, D., Feiza, V., Karklins, A., Versulienė, A., Janusauskaitė, D., Antanaitis, S.** (2018). After-effects of long-term tillage and residue management on topsoil state in Boreal conditions. – *European Journal of Agronomy*. Vol. 94, pp. 12-24.
- Finke, P.** (2004). Quality assessment of digital soil maps: producers and users perspectives. – *Global workshop on digital soil mapping*. <http://hdl.handle.net/1854/LU-352826> (17.03.2020).
- Fraão, J., de Goede, R. G. M., Capowiez, Y., Pulleman, M. M.** (2019). Soil structure formation and organic matter distribution as affected by earthworm species interactions and crop residue replacement. – *Geoderma*. Vol. 338, pp. 453-463.
- Gautronneau, Y., Manichon, H.** (1987). Guide méthodique du profil cultural. CEREF/ISARA, Lyon, France. https://www.supagro.fr/ress-pepites/sol/res/guide_manichon.pdf (26.03.2020).
- Global Soil Biodiversity Maps Associated to the Global Soil Biodiversity Atlas. (2016). European Soil Data Centre, Joint Research Centre of the European Commission.
- Gray, J. M., Bishop, T. F. A., Wilford, J. R.** (2016). Lithology and soil relationships for soil modelling and mapping. – *Catena*. Vol. 147, pp. 429-440.
- Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M., Ellert, B. H.** (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. – *Canadian Journal of Soil Science*. Vol. 74 (4), pp. 367-385.
- Guevara, M., Olmedo, G. F., Stell, E., Yigini, Y., Aguilar Duarte, Y., Arellano Hernández, C., Arévalo, G. E., Arroyo-Cruz, C. E., Bolívar, A., Bunning, S., Bustamante Cañas, N., Cruz-Gaistardo, C. O., Davila, F., Dell Acqua, M., Encina, A., Figueredo Tacona, H., Fontes, F., Hernández Herrera, J. A., Ibelle Navarro, A. R., Loayza, V., Manueles, A. M., Mendoza Jara, F., Olivera, C., Osorio Hermosilla, R., Pereira, G., Prieto, P., Ramos, I. A., Rey Brina, J. C., Rivera, R., Rodríguez-Rodríguez, J., Roopnarine, R., Rosales Ibarra, A., Rosales Riveiro, K. A., Schulz, G. A., Spence, A., Vasques, G. M., Vargas, R. R., Vargas, R.** (2018). No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. – *SOIL*. Vol. 4, pp. 173–193.
- Guidelines for soil description.** 2006. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-a0541e.pdf> (29.01.2020).
- Guimarães, R. M. L., Ball, B. C., Tormena, C. A., Giarola, N. F. B., da Silva, A. P.** (2013). Relating visual soil evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 127, pp. 92-99.
- Guimarães, R. M. L., Ball, B. C., Tormena, C. A.** (2011). Improvements in the visual evaluation of soil structure. – *Soil Use and Management*. Vol. 27, issue 3, pp. 395-403.
- Guimarães, R. M. L., Lamande, M., Munkholm, L. J., Ball, B. C., Keller, T.** (2017). Opportunities and future directions for visual soil evaluation methods in soil structure research. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 173, pp. 104-113.

- Håkansson, I., Myrbeck, A., Etana, A.** (2002). A review of research on seedbed preparation for small grains in Sweden. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 64, issues 1–2, pp. 23–40.
- Hamzehpour, N., Shafizadeh-Moghadam, H., Valavi, R.** (2019). Exploring the driving forces and digital mapping of soil organic carbon using remote sensing and soil texture. – *Catena*. Vol. 182, pp. 104-141.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J.** (2001). The elements of statistical learning: data mining, inference and prediction. – *Springer Series in Statistics*. Springer-Verlag, New York. 737 pp.
- Hengl, T., de Jesus, J. M., Heuvelink, G. B. M., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotic, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M. A., Vargas, R., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Leenaars, J. G. B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., Kempen, B.** (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. – *PloS ONE*. Vol. 12 (2).
- Hengl, T., de Jesus, M. J., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Ribeiro, E., Samuel-Rosa, A., Kempen, B., Leenaars, J. G. B., Walsh, M. G., Gonzalez, M. R.** (2014). SoilGrids1km – global soil information based on automated mapping. – *PloS One*. Vol. 9(8).
- Hengl, T., Heuvelink, G. B. M., Stein, A.** (2004). A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. – *Geoderma*. Vol. 120, issues 1-2, pp. 75-93.
- Herrick, J. E., Beh, A., Barrios, E., Bouvier, I., Coetzee, M., Dent, D., Elias, E., Hengl, T., Karl, J. W., Lingier, H., Matuszak, J., Neff, J. C., Ndungu, L. W., Obersteiner, M., Shepherd, K. D., Urama, K. C., Bosch, R., Webb, N. P.** (2016). The land-potential knowledge system (landpks): mobile apps and collaboration for optimizing climate change investments. – *Ecosystem Health and Sustainability*. Vol. 2, issue 3.
- Herrick, J. E., Urama, K. C., Karl, J.W., Boos, J., Johnson, M.–V. V., Shepherd, K. D., Hempel J., Bestelmeyer, B., T., Davies, J., Guerra, J. L., Kosnik, C., Kimiti, D. W., Ekai, A. L., Muller, K., Norfleet, L., Ozor, N., Reinsch, T., Sarukhan, J., West, L. T.** (2013). The global Land-Potential Knowledge System (LandPKS): Supporting evidence-based, site-specific land use and management through cloud computing, mobile applications, and crowdsourcing. – *Journal of Soil and Water Conservation*. Vol. 68, pp. 5A-12A.
- Heung, B., Hodul, M., Schmidt, M. G.** (2017). Comparing the use of training data derived from legacy soil pits and soil survey polygons for mapping soil classes. – *Geoderma*. Vol. 290, pp. 51-68.
- Heuvelink, G. B. M., Kros, J., Reinds, G. J., De Vries, W.** (2016). Geostatistical prediction and simulation of European soil property maps. – *Geoderma Regional*. Vol. 7, issue 2. pp. 201-215.
- Interactive Soil Quality Assessment. (s.a) [web-page] <http://www.isqaper-project.eu/> (11.01.2020).
- Isee Network. (2020). Soil Explorer. [web-page] <https://soilexplorer.net/> (19.03.2020).
- ISRIC World Soil Information. (s.a). Soilinfo App – global soil data on your palm. [web-page] <https://www.isric.org/explore/soilinfo> (11.01.2020).

- ISRIC World Soil Information. (s.a). WoSIS Soil Profile Database. [web-page] <https://www.isric.org/explore/wosis> (26.02.2020).
- Ivask, M., Kuu, A., Truu, M., Truu, J.** (2006). The effect of soil type and soil moisture on earthworm communities. – *Agrartheadus*. 17(1), pp. 3-33.
- Jahany, M., Rezapour, S.** (2020). Assessment of the quality indices of soils irrigated with treated wastewater in a calcareous semi-arid environment. – *Ecological Indicators*. Vol 109.
- Jeihouni, M., Alavipanah, S. K., Toomanian, A., Jafarzadeh, A. A.** (2020). Digital mapping of soil moisture retention properties using solely satellite-based data and data mining techniques. – *Journal of Hydrology*. Vol. 585.
- Johannes, A., Weisskopf, P., Schulín, R., Boivin, P.** (2017). To what extent do physical measurements match with visual evaluation of soil structure? – *Soil and Tillage Research*. Vol. 173, pp. 24-32.
- Johannes, A., Weisskopf, P., Schulín, R., Boivin, P.** (2019). Soil structure quality indicators and their limit values. – *Ecological indicators*. Vol. 104, pp. 686-694.
- Juhos, K., Czigany, S., Madarasz, B., Ladanyi, M.** (2019). Interpretation of soil quality indicators for land suitability assessment – A multivariate approach for Central European arable soils. – *Ecological Indicators*. Vol. 99, pp. 261-272.
- Karlen, D. L., Andrews, S.S., Doran, J.W.** (2001). Soil quality: Current concepts and applications. – *Advances in Agronomy*. Vol. 74, pp. 1–40.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., Andrews, S. S.** (2003). Soil quality: why and how? – *Geoderma*. Vol. 114, issues 3-4, pp. 145-156.
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., Schuman, G. E.** (1997). Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). – *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 61, pp. 4–10.
- Keskin, H., Grunwald, S., Harris, W. G.** (2019). Digital mapping of soil carbon fractions with machine learning. – *Geoderma*. Vol. 339, pp. 40-58.
- Khaledian, Y., Miller, B. A.** (2020). Selecting appropriate machine learning methods for digital soil mapping. – *Applied Mathematical Modelling*. Vol. 81, pp. 401-418.
- Kienast-Brown, S., Libohova, Z., Boettinger, J.** (2017). Digital Soil Mapping. In C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.) Soil survey manual, USDA Handbook 18, Government Printing Office, Washington, D.C., pp. 295–354.
- Kopittke, P. M., Menzies, N.W., Wang, P., McKenna, B. A., Lombi, E.** (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. – *Environmental International*. Vol. 132.
- Krebsteyn, K., von Janowsky, K., Reintam, E., Horn, R., Leeduks, J., Kuht, J.** (2013). Soil compaction in a Cambisol under grassland in Estonia. – *Zemdirbyste-Agriculture*. Vol. 100, no. 1, pp. 33-38.

- Kumar, S., Lal, R., Liu, D.** (2012). A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. – *Geoderma*. Vol. 189-190, pp. 627-634.
- Lagacherie, P., McBratney, A. B., Voltz, M.** (2007). Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for digital soil mapping. – *Developments in Soil Science*. Vol. 31.
- Lal, R.** (2005). Soil erosion and carbon dynamics. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 81, issue 2, pp. 137-142.
- Lal, R.** (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. – *Sustainability*. Vol. 7(5), pp. 5875-5895.
- Land Potential. (2020). LandPKS. [web-page] <https://landpotential.org/landpks-the-app/landpks/> (11.01.2020).
- Land-Atmosphere Interaction Research Group at Sun Yat-sen University. (2007-2018). The Global Soil Dataset for Earth System Modeling. [web page] <http://globalchange.bnu.edu.cn/research/soilw> (19.03.2020).
- Lawrence, I., Lin, K.** (1989). A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility. – *Biometrics*. Vol. 45, no. 1, pp. 255-268.
- Lima, A. C. R., Brussaard, L., Hoogmoed, W.** (2008). Soil quality assessment in rice production systems: establishing a minimum data set. – *Journal of Environmental Quality*. Vol 37 (2), pp. 623-630.
- Lima, A. C. R., Brussaars, L., Totola, M. R., Hoogmoed, W. B., de Goede, R. G. M.** (2013). A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. – *Applied Soil Ecology*. Vol. 64, pp. 194-200.
- Lorenzetti, R., Barbetti, R., Fantappiè, M., L'Abate, G., Costantini, E. A. C.** (2015). Comparing data mining and deterministic pedology to assess the frequency of WRB reference soil groups in the legend of small scale maps. – *Geoderma*. Vol. 237–238, pp. 237-245.
- LU, Y.-y., LIU, F., ZHAO, Y.-g., Song, X.-d., Zhang, G.-l.** (2019). An integrated method of selecting environmental covariates for predictive soil depth mapping. – *Journal of Integrative Agriculture*. Vol. 18, issue 2, pp. 301-315.
- Luetzenburg, G., Bittner, M. J., Calsamiglia, A., Renschler, C. S., Estrany, J., Poepl, R.** (2020). Climate and land use change effects on soil erosion in two small agricultural catchment systems Fugnitz – Austria, Can Revull – Spain. – *Science of the Total Environment*. Vol. 704.
- Maa-amet: Geoportaal. (2019). Mullastiku kaart. [veebileht] <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Mullastiku-kaart-p33.html> (12.04.2020).
- Malkawi, A. I. H., Alawneh, A. S., Abu-Safaqah, O.T.** (1999). Effects of organic matter on the physical and the physicochemical properties of an illitic soil. – *Applied Clay Science*. Vol. 14, issues 5-6, pp. 257-278.

- Malone, B. P., McBratney, A. B., Minasny, B., Laslett, G. M.** (2009). Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. – *Geoderma*. Vol. 154, issues 1-2, pp. 138-152.
- Martinez-Murillo, J. F., Hueso-Gonsales, P., Ruiz-Sinoga, J. D.** (2017). Topsoil moisture mapping using geostatistical techniques under different Mediterranean climatic conditions. – *Science of The Total Environment*. Vol. 595, pp. 400-412.
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., Minasny, B.** (2003). On digital soil mapping. – *Geoderma*. Vol. 117, issues 1-2, pp. 3-52.
- McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R., Vervoort, R. W.** (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. – *Geoderma*. Vol. 109, issues 1-2, pp. 41-73.
- McKenzie, D.C.** (2001a). Rapid assessment of soil compaction damage I. The SOILpak score, a semiquantitative measure of soil structural form. – *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 39, issue 1, pp. 117–125.
- McKenzie, D.C.** (2001b). Rapid assessment of soil compaction damage II. Relationships between the SOILpak score, strength and aeration measurements, clod shrinkage parameters, and image analysis data on a Vertisol. – *Australian Journal of Soil Research*. Vol. 39, pp. 127-141.
- Mehlich 3 extraction protocol. (2016). University of Maryland: Agroecology Lab. http://www.agroecologylab.com/uploads/2/7/2/8/27281831/mehlich3_extraction.pdf (11.01.2020).
- Minasny, B., McBratney, A. B.** (2016). Digital soil mapping: A brief history and some lessons. – *Geoderma*. Vol. 264, part B, pp. 301-311.
- Minasny, B., McBratney, A. B.** (2018). Limited effect of organic matter on soil available water capacity. – *European Journal of Soil Science*. Vol. 69, pp. 39-47.
- Minasny, B., McBratney, A. B., Malone, B. P., Wheeler, I.** (2013). Chapter one: Digital mapping of soil carbon. – *Advances in Agronomy*. Vol. 118, pp. 1-47.
- Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbech, R. R., Ristow, A. J., van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Kurtz, K. S. M., Wolfe, D. W., Abawi, G. S.** (2016). Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework. Edition 3.2, 1–134 pp. <http://www.css.cornell.edu/extension/soil-health/manual.pdf> (11.01.2020).
- Molinier, M., Lopez-Sanchez, C. A., Toivanen, T., Korpela, I., Corral-Rivas, J. J., Tergujeff, R., Häme, T.** (2016). Relasphone – Mobile and Participative In Situ Forest Biomass Measurements Supporting Satellite Image Mapping. – *Remote Sensing*. no. 8 (10), pp 869-891.
- Moncada, M. P., Gabriels, D., Lobo, D., Rey, J.C., Cornelis, W. M.** (2014b). Visual field assessment of soil structural quality in tropical soils. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 139, pp. 8-18.

- Moncada, M. P., Penning, L. H., Timm, L. C., Gabriels, D., Cornelis, W. M.** (2014a). Visual examination and soil physical and hydraulic properties for assessing soil structural quality of soils with contrasting textures and land uses. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 140, pp. 20-28.
- Moritsuka, N., Matsuoka, K., Katsura, K., Sano, S., Yanai, J.** (2014). Soil color analysis for statistically estimating total carbon, total nitrogen and active iron contents in Japanese agricultural soils. – *Soil science and Plant Nutrition*. Vol. 60:4, pp. 475-485.
- Mosleh, Z., Salehi, M. H., Jafari, A., Borujeni, I. E., Mehnatkesh.** (2016). The effectiveness of digital soil mapping to predict soil properties over low-relief areas. – *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 188, no. 195.
- Mueller, L., Kay, B. D., Hu, C., Li, Y., Schindler, U., Behrendt, A., Shepherd, T. G., Ball, B. C.** (2009). Visual assessment of soil structure: Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany: Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 103, issue 1, pp. 178-187.
- Mueller, L., Shepherd, G., Schindler, U., Ball, B. C., Munkholm, L. J., Hennings, V., Smolentseva, E., Rukhovic, O., Lukin, S., Hu, C.** (2013). Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 127, pp. 74-84.
- Mulder, V. L., Lacoste, M., Richer-de-Forges, A. C., Martin, M. P., Arrouays, D.** (2016). National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. – *Geoderma*. Vol. 263, pp. 16-34.
- Munoz-Rojas, M.** 2018. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. – *Current Opinion in Environmental Science & Health*. Vol. 5, pp. 47-52.
- Murphy, B. W., Crawford, M. H., Duncan, D. A., McKenzie, D. C., Koen, T. B.** (2013). The use of visual soil assessment schemes to evaluate surface structure in a soil monitoring program. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 127, pp. 3-12.
- Nabiollahi, K., Golmohamadi, F., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R., Davari, M.** (2018). Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. – *Geoderma*. Vol. 318, pp. 16-28.
- Nauman, T., Thompson, J. A., Odgers, N., Libohova, Z.** (2012). Fuzzy disaggregation of conventional soil maps using database knowledge extraction to produce soil property maps. B. Minasny, B. Malone, A.B. McBratney (Eds.), *Digital Soil Assessments and Beyond*. Taylor & Francis Group, London.
- Newell-Price, J. P., Whittingham, M. J., Chambers, B. J., Peel, S.** (2013). Visual soil evaluation in relation to measured soil physical properties in a survey of grassland soil compaction in England and Wales. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 127, pp. 65-73.
- Nussbaum, M., Spess, K., Baltensweiler, A. Grob, U., Keller, A., Greiner, L., Schaepman, M., Papritz, A.** (2018). Evaluation of digital soil mapping approaches with large sets of environmental covariates. – *SOIL*. Vol. 4, pp. 1-22.

- Orton, T. G., Pringle, M. J., Bishop, T. F. A.** (2016). A one-step approach for modelling and mapping soil properties based on profile data sampled over varying depth intervals. – *Geoderma*. Vol. 262, pp. 174-186.
- Orton, T. G., Pringle, M. J., Bishop, T. F. A., Menzies, N. W., Dang, Y. P.** (2020). Increment-averaged kriging for 3-D modelling and mapping soil properties: Combining machine learning and geostatistical methods. – *Geoderma*. Vol. 361.
- Pahlavan-Rad, M. R., Khormali, F., Toomanian, N., Brungard, C. W., Komaki, C. B., Bogaert, P.** (2016). Legacy soil maps as a covariate in digital soil mapping: A case study from Northern Iran. – *Geoderma*. Vol. 279, pp. 141-148.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Jones, A., Montanarella, L.** (2012). European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. – *Land Use Policy*. Vol. 29, pp. 329-338.
- Paul, S. S., Coops, N. C., Johnson, M. S., Krzic, M., Chanda, A., Smukler, S. M.** (2020). Mapping soil organic carbon and clay using remote sensing to predict soil workability for enhanced climate change adaption. – *Geoderma*. Vol. 363, pp. 114-177.
- Peerlkamp, P. K.** (1959). A visual method of soil structure evaluation. – *Meded. v.d. Landbouwhogeschool en Opzoekingsstations van de Staat te Gent*. XXIV No. 24, pp. 216–221.
- Peigne, F., Vian, J.-F., Cannavacciuolo, M., Lefevre, V., Gautronneau, Y. Boizard, H.** (2013). Assessment of soil structure in the transition layer between topsoil and subsoil using the profil cultural method. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 127, pp. 13-25.
- Piron, D., Boizard, H., Heddadj, D., Peres, G. Hallaire, V., Cluzeau, D.** (2017). Indicators of earthworm bioturbation to improve visual assessment of soil structure. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 173, pp. 53-63.
- Procedures for soil analysis. (2002). Wageningen: International Soil Reference and Information Centre. http://www.isric.org/sites/default/files/ISRIC_TechPap09.pdf (11.01.2020).
- Põllumajandusuringute Keskus. (s.a). Muldade kasutussobivuse kaardirakendus. [veebileht] <https://pmk.agri.ee/et/pollumajanduskeskkonna-uuringud/muldade-kasutussobivuse-kaardirakendus> (12.04.2020).
- R Core Team.** (2020). The R Project For Statistical Computing. [web page] <https://www.r-project.org/> (17.04.2020).
- Rabbi, S. M. F., Roy, B. R., Miah, M. M., Amin, M. S., Khandakar, T.** (2014). Spatial variability of physical soil quality index of an agricultural field. – *Applied and Environmental Soil Science*. Vol. 2014, pp. 10.
- Raiesi, F.** (2017). A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. – *Ecological Indicators*. Vol. 75, pp. 307-320.

- Raiesi, F., Kabiri, V.** (2016). Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. – *Ecological Indicators*. Vol. 71, pp. 198-207.
- Rasaei, Z., Rossiter, D. G., Farshad, A.** (2020). Rescue and renewal of legacy soil resource inventories in Iran as an input to digital soil mapping. – *Geoderma Regional*. Vol. 21.
- Reidy, B., Simo, I., Sills, P., Creamer, R. E.** (2016). Pedotransfer functions for Irish soils – estimation of bulk density (ρ_b) per horizon type. – *SOIL*. Vol. 2, pp. 25-39.
- Reintam, E. Trükman, K., Kuht, J., Nugis, E., Edesi, L., Astover, A., Noormets, M., Kauer, K., Krebstein K., Rannik, K.** (2009). Soil compaction effects on soil bulk density and penetration resistance and growth of spring barley (*Hordeum vulgare* L.). – *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*. Vol. 59:3, pp. 265-272.
- Reintam, E., Sutri, M., Kahu, G., Are, M., Stagerescu, G., Selge, A.** (2018). Otsekülvi mõju mulla kvaliteedile Eesti tootmispõldudel. – *Agronomia* 2018. lk 22 – 29.
- Reintam, E., Vennik, K., Kukk, L., Kade, S., Krebstein, K., Are, M., Astover, A.** (2016). Measuring and predicting soil moisture conditions for trafficability. – *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*. Vol. 66, pp. 698-705.
- Ribeiro, E., Batjes, N. H., van Oostrum A. J. M.** (2018). World Soil Information Service (WoSIS) – Towards the standardization and harmonization of world soil data. Procedures Manual. – *ISRIC – World Soil Information*. https://www.isric.org/sites/default/files/isric_report_2018_01.pdf (30.01.2020).
- Roger-Estrade, J., Richard, G., Caneill, J., Boizard, H., Coquet, Y., Defosse, P., Manichon, H.** (2004). Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 79, issue 1, pp. 33-49.
- Safaei, M., Bashari, H., Mosaddeghi, M. R., Jafari, R.** (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. – *Catena*. Vol 177, pp. 260-271.
- Samuel-Rosa, A., Heuvelink, G. B. M., Vasques, G. M., Anjos, L. H. C.** (2015). Do more detailed environmental covariates deliver more accurate soil maps? – *Geoderma*. Vol. 243-244, pp. 214-227.
- Sanchez, P., Ahamed, S., Carre, F., Hartemink, A., Hempel, J., Huising, J., Lagacherie, P., McBratney, A., McKenzie, N., Mendoca Santos, M., Minasny, B., Montanarella, L., Okoth, P., Palm, C., Sachs, J., Shepherd, K., Vagen, T.-G., Vanlauwe, B., Walsh, M., Zhang, G. – L.** (2009). Digital Soil Map of the World. – *Science*. Vol. 325, pp. 680-681.
- Santos – Frances, F., Martinez-Grana, A., Avila – Zarza, C., Criado, M., Sanches, Y.** (2019). Comparison of methods for evaluating soil quality of semiarid ecosystem and evaluation of the

- effects of physico-chemical properties and factor soil erodibility (Northern Plateau, Spain). – *Geoderma*. Vol. 354.
- Scully, P., Franklin, J., Chadwick, O.A., McArthur, D.** (2003). Predictive soil mapping: A review. – *Progress in Physical Geography*. Vol. 27., pp. 171-197.
- Shelley, W., Lawley, R., Robinson, D.** (2013). Crowd-sourced soil data for Europe. – *Nature*. Vol. 496, pp. 300.
- Shepherd, G.** (2000). Visual soil assessment: field guide for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country. Landcare Research. 84 pp. http://orgprints.org/30582/1/VSA_Volume1_smaller.pdf (23.03.2018).
- Shepherd, G., Stagnari, F., Pisante, M., Benites, J.** (2008). Visual Soil Assessment Field Guides: Annual Crops. – *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. pp. 3–37. <http://www.fao.org/docrep/010/i0007e/i0007e00.htm> (11.01.2020).
- Shepherd, T.G.** (2003). Assessing soil quality using Visual Soil Assessment. – *Tools for nutrient and pollutant management: Applications to agriculture and environmental quality*. (Eds L.D. Currie and J.A. Hanly). Occasional Report No. 17. Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North. pp. 153–166.
- Soinne, H., Hyväluoma, J., Ketoja, E., Turtola, E.** (2016). Relative importance of organic carbon, land use and moisture conditions for the aggregate stability of post-glacial clay soils. – *Soil and Tillage Research*. Vol. 158, pp. 1-9.
- Somarathna, P. D. S. N, Malone, P., Minasny, B.** (2016). Mapping soil organic carbon content over New South Wales, Australia using local regression kriging. – *Geoderma Regional*. Vol. 7, issue 1, pp. 38-48.
- Song, X. – D., Brus, D. J., Liu, F., Liu, F., Li, D.–C., Zhao, Y. – G., Yang, J. – L., Zhang, G. – L.** (2016). Mapping soil organic carbon content by geographically weighted regression: A case study in the Heihe River Basin, China. – *Geoderma*. Vol. 261, pp. 11-22.
- Sutri, Merit.** 2018. Otsekülvi ja minimeeritud harimise mõju mulla kvaliteedile. Bakalaureusetöö. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu. 64 lk.
- Suuster, E., Astover, A., Roostalu, H., Penu, P.** (2011). Suuremõõtkavalisest mullastikukaardist maakasutuse otsusteni. – *Agronomia 2010/2011*. lk. 223-230.
- Suuster, E., Ritz, C., Roostalu, H., Kölli, R., Astover, A.** (2012). Modelling soil organic carbon concentration of mineral soils in arable land using legacy soil data. – *European Journal of Soil Science*. Vol. 63, pp. 351-359.
- Zeng, C., Yang, L., Zhu, A. – X., Rossiter, D. G., Liu, J., Liu, J., Qin, C., Wang, D.** (2016). Mapping soil organic matter concentration at different scales using a mixed geographically weighted regression method. – *Geoderma*. Vol. 281, pp. 69-82.

- Zhang, C., Tang, Y., Xu, X., Kiely, G.** (2011). Towards spatial geochemical modelling: Use of geographically weighted regression for mapping soil organic carbon contents in Ireland. – *Applied Geochemistry*. Vol. 26, issue 7, pp. 1239-1248.
- Taghizadeh – Mehrjardi, R., Nabiollahi, K., Kerry, R.** (2016). Digital mapping of soil organic carbon at multiple depths using different data mining techniques in Baneh region, Iran. – *Geoderma*. Vol. 266, pp. 98-110.
- The James Hutton Institute. (2020a). Soil Information For Scottish Soils (SIFSS). [web page] <http://sifss.hutton.ac.uk/> (19.03.2020).
- The James Hutton Institute. (2020b). A new soil carbon app for Scottish farmers. [web page] <https://www.hutton.ac.uk/news/new-soil-carbon-app-scottish-farmers> (19.03.2020).
- Thomas, M., Dalgliesh, N., Wilson, P., Hubert, K., Jacquier, D., Swan, G., Holworth, D., Birks, M., Bunker, L., Davis, P.** (2012). SoilMapp – mobilising Australian soil data. "Capturing Opportunities and Overcoming Obstacles in Australian Agronomy" Proceedings of the 16th ASA Conference, 14-18 October 2012, Armidale, Australia.
- UC Davis California Soil Resource Lab. (s.a). SoilWeb Apps. [web-page] <https://casoilresource.lawr.ucdavis.edu/soilweb-apps/> (19.03.2020).
- Valle, S. R., Carrasco, J.** (2018). Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. – *Catena*. Vol. 162, pp. 386-395.
- Walter, C., Lagacherie, P., Follain, S.** (2007). Integrating pedological knowledge into digital soil mapping. in Digital Soil Mapping, Lagacherie, P., McBratney, A.B. and Voltz, M. (ed.). Elsevier Science Publication.
- Van Groenigen, J. W., Lubbers, I. M., Vos, H. M. J., Brown, G. G., Deyn, G. B. D., van Groenigen, K. J.** (2014). Earthworms increase plant production: a meta-analysis. – *Scientific Reports*. Vol. 4, 6365 (2015).
- Van Leeuwen, M. M. W. J., Heuvelink, G. B. M., Wallinga, J., de Boer, I. J. M., van Dam, J. C., van Essen, E. A., Moolenaar, S. W., Verhoeven, F. P. M., Stoorvogel, J. J., Stoof, C. R.** (2018). Visual soil evaluation: reproducibility and correlation with standard measurements, – *Soil and Tillage Research*. Vol. 178, pp. 167-178.
- Van Reeuwijk, L. P.** (Ed.) 2002. Procedures for Soil Analysis. Sixth Edition. ISRIC Technical Paper 9, Wageningen, The Netherlands. 120 pp.
- Wang, K., Zhang, C., Li, W.** (2013). Predictive mapping of soil total nitrogen at a regional scale: A comparison between geographically weighted regression and cokriging. – *Applied Geography*. Vol. 42, pp. 73-85.
- Wang, Z., Shi, W., Zhou, W., Li, X., Yue, T.** (2020). Comparison of additive and isometric log-ratio transformations combined with machine learning and regression kriging models for mapping soil particle size fractions. – *Geoderma*. Vol. 365, pp. 114-214.

- Wang, Y., Ran, L., Fang, N., Shi, Z.** (2018). Aggregate stability and Associated organic carbon and nitrogen as affected by soil erosion and vegetation rehabilitation on the Loess Plateau. – *Catena*. Vol. 167, pp. 257-265.
- Vaysse, K., Lagacherie, P.** (2015). Evaluating Digital Soil Mapping approaches for mapping GlobalSoilMap soil properties from legacy data in Languedoc- Roussillon (France). – *Geoderma Regional*. Vol. 4, pp. 20-30.
- Wet sieving apparatus: Operating instructions. (2008). Giesbeek: Eijkelkamp. <https://www.eijkelkamp.com/download.php?file=fea78564> (11.01.2020).
- Wiesmeier, M., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Angst, G., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I.** (2014). Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). – *Geoderma Regional*. Vol. 1, pp. 67-78.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia – Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H. – J., Kögel – Knabner, I.** (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. – *Geoderma*. Vol.333, pp. 149-162.
- Wills, S.A., Burras, C.L., Sandor, J.A.** (2007). Prediction of soil organic carbon content using field and laboratory measurements of soil color. – *Soil Science Society of America Journal Abstract*. Vol. 71, pp. 380-388.
- Vorobyova, L.A.** (1998). Chemical analysis of soils. Moscow: Moscow University Press. 272 pp.

LISAD

Lisa 1. Tootmispõldude koordinaadid

Nr.	Maa- kasutus	Mullaliik	Lõimis	Koordinaadid		Andmete kogumise aasta
1	Põllumaa	LP	sl	58,32153	26,64814	2016, 2018
2	Põllumaa	LPg	sl	58,33747	26,64408	2016, 2018
3	Põllumaa	LP	sl	58,28488	26,49051	2016, 2018
4	Põllumaa	LP	sl	58,30783	26,58295	2018
5	Põllumaa	KIg	ls1	58,24919	26,27505	2018
6	Põllumaa	KIg	sl	58,28359	26,27807	2018
7	Põllumaa	LP	sl	58,28425	26,27754	2018
8	Põllumaa	KI(g)	ls1	58,22613	26,29919	2018
9	Põllumaa	Ko	ls1	58,29790	26,31488	2016, 2018
10	Põllumaa	LP	sl	58,29424	26,28172	2016, 2018
11	Põllumaa	LPg	tsl	58,05127	27,03621	2016, 2018
12	Põllumaa	LP(g)	sl	58,06488	27,04458	2016, 2018
13	Põllumaa	LP	sl	57,93303	26,03382	2018
14	Põllumaa	LP	sl	57,92324	26,05146	2018
15	Põllumaa	LP	sl	58,28554	26,49239	2016
16	Põllumaa	LPg	ls1	58,26783	26,28069	2016
17	Põllumaa	KI	sl	58,26356	26,29278	2016
18	Põllumaa	Ko	ls	59,07808	24,89950	2016
19	Põllumaa	Ko	ls	59,07819	24,89956	2016
20	Põllumaa	LPe	sl	57,89117	26,01500	2016
21	Põllumaa	LP	sl	57,89628	25,94650	2016
22	Põllumaa	Gk	ls	58,99146	24,87260	2016, 2018
23	Põllumaa	G0	t2	58,26789	26,28400	2016
24	Rohumaa	LP	sl, ls1	58,41601	26,66392	2016, 2018
25	Rohumaa	LP	sl, ls1	58,41649	26,66403	2016, 2018
26	Rohumaa	LP	ls1	57,91093	26,05960	2016, 2018
27	Rohumaa	KI	sl	57,91529	26,04535	2018
28	Rohumaa	KI	ls1	59,31294	26,58172	2016
29	Rohumaa	LP;LkI	sl	59,33214	26,59317	2016
30	Rohumaa	KI	sl	59,31481	26,62144	2016
31	Rohumaa	LP	sl	59,31514	26,61328	2016
32	Rohumaa	LPg	sl	57,87619	26,08925	2016
33	Rohumaa	M´	t3	58,99171	24,87268	2016, 2018
34	Rohumaa	M´´	t2	58,26814	26,28447	2016

Lisa 2. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Mina, Merit Sutri,
(sünnipäev 1/01/1995)

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö Mulla kvaliteedi rakenduse ja visuaalse hindamise täpsus mulla omaduste tuletamisel, mille juhendaja on Endla Reintam,
 - 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
 - 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
 - 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemisekskuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor

allkiri

Tartu, 21.05.2020

Juhendaja kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)